



Skovgræsning med biodiversitetsformål

Buttenschøn, Rita M.; Gottlieb, Lasse

Publication date:
2019

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Document license:
[Ikke-specificeret](#)

Citation for published version (APA):
Buttenschøn, R. M., & Gottlieb, L. (2019). *Skovgræsning med biodiversitetsformål*. (1 udg.) Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport



Skovgræsning med biodiversitetsformål

Rita Merete Buttenschøn og Lasse Gottlieb

Titel

Skovgræsning med biodiversitetsformål

Rapporten er udarbejdet for Miljøstyrelsen og Naturstyrelsen

Forfattere

Rita Merete Buttenschøn og Lasse Gottlieb

Bedes citeret

Rita Merete Buttenschøn og Lasse Gottlieb (2019): Skovgræsning med biodiversitetsformål. IGN Rapport, september 2019, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Frederiksberg. 78 s. ill.

Udgiver

Københavns Universitet
Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning
Rolighedsvej 23
1958 Frederiksberg C
ign@ign.ku.dk
www.ign.ku.dk

Ansvarshavende redaktør

Claus Beier

ISBN

978-87-7903-808-0

Layout omslag

Jette Alsing Larsen

Forsidefoto

Vildtgræsning Molslaboratorium, Rita Merete Buttenschøn

Publicering

Rapporten er publiceret på www.ign.ku.dk

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse

Skriftlig tilladelse kræves, hvis man vil bruge instituttets navn og/eller dele af denne rapport i sammenhæng med salg og reklame

Forord

Rapporten er udarbejdet på baggrund af en gennemgang af litteratur om skovgræsning. Arbejdet er udført som en del af IGN's opgaver for Miljø- og Fødevareministeriet under Ydelsesaftalen om skov og landskab, 2018 og 2019.

Rapporten har været til kommentering ved Naturstyrelsen og Miljøstyrelsen, idet forfatterne alene står for det faglige indhold i rapporten.

Rapporten har været til intern kvalitetssikring vedr. fagligt indhold og sprog ved Inger Kappel Schmidt, Iben M. Thomsen og Vivian Kvist Johannsen.

Frederiksberg, september 2019

Indholdsfortegnelse

Forord	3
Resume	5
1. Indledning	7
2. Begrænsninger	9
2.1 Langtidseffekt	9
2.2 Betydning af græsningstryk	10
3. Effekt af græsning på skovnatur	12
3.1 Effekt på bundvegetation	13
3.2 Effekt på selvforyngelse, underskov og struktur	15
3.3 Effekt på kvantitet og kvalitet af dødt ved	22
3.4 Effekt på bryofytter og likener	23
3.5 Effekt på skovenge og andre lysninger	24
4. Effekt på fauna	26
4.1 Invertebrater	26
4.2 Små pattedyr	27
4.3 Hjortevildt	28
4.4 Fugle	28
5. Græsningstryk	30
6. Skoven som græsgang	34
6.1 Fødevalg	34
6.2 Arealstørrelse	41
7. Helårsgræsning	42
7.1 Effekt af tilskudsfodring	44
8. Egnede græsningsdyr	46
8.1 Indvoldsparasitter samt bidende og stikkende dyr m.fl.	46
8.2 De forskellige græsningsdyr	46
8.3 Samgræsning i forhold til plejeeffekt	49
9. anbefalinger for skovgræsning	51
9.1 Generelle anbefalinger	53
10. Indikatorer på skovgræsning	55
10.1 Bid på træer og buske	55
11. Skovgræsning og kulturminder	56
11.1 Valg af dyr	57
12. Lovgivningsmæssige rammer for skovgræsning	59
13. Kilder	62

Resume

Skovgræsning er et af værktøjerne til at forbedre og bevare varierede skove som levested for de plante- og dyrearter, der har skov som deres naturlige levested. Mange af nutidens skovlandskaber med en lang græsningshistorie og med et stort indhold af gamle træer og dødt ved har en veldokumenteret artsrigsdom, der indikerer, at langsigtet græsning har en positiv effekt i forhold til biodiversitet. Langt de fleste af de gamle græsningsskove har en træartssammensætning og -struktur, der er opstået under og stadig præget af tidligere tiders udnyttelse af skoven til husdyrgræsning, og til høst af træ til mange forskellige formål. Det gør det vanskeligt at udlede effekten af græsning alene. Der er således generelt kun lidt viden om husdyrs udformning af skovøkosystemer uden anden antropogen indblanding.

Selvom der er publiceret en del undersøgelser omkring effekten af skovgræsning, fortrinsvis med hjortevildt, på vegetationsstrukturer og vegetationens artssammensætning, er den videnskabelige evidens begrænset, når det kommer til langtidseffekter samt betydningen af græsningstryk. Desuden er der kun lidt viden om effekten af græsning på flere taksonomiske grupper; dette gælder bl.a. invertebrater, små pattedyr, fugle, likener og til dels bryofytter.

Den samlede påvirkning af græsning på skovøkosystemer afhænger især af græsningstryk men også af sammensætning af dyr og græsningssæson. Der vil typisk være en umiddelbar effekt på bundvegetation og underskov efter etablering af græsning, men udviklingen mod en lysåben græsningsskov tager meget lang tid og er afhængig af skovens alder og sammensætning, om der er tale om en gammel græsningsskov, der stadig bærer præg af tidligere græsning, eller om det er en tæt, ensaldrende skov.

Græsningstrykket, der angiver forholdet mellem dyrenes foderbehov og mængden af tilgængeligt foder, har stor betydning for om græsning har en positiv eller negativ effekt på skovøkosystemer og deres naturindhold. Generelt angives et middel græsningstryk at give størst biodiversitet og anbefales ved skovgræsning. Der er meget store forskelle på, hvad de enkelte skove indeholder af tilgængelig føde for dyrene, og dermed forskel på om et bestemt græsningstryk udtrykt i antal dyr/areal er lavt, middel eller højt.

Der er generelt mindre planteføde tilgængeligt for græsningsdyrene i skovområder end på lysåbne naturtyper på tilsvarende jordbund, da en stor del af træers og buskes biomasse er uden for dyrenes rækkevidde. Tilgængeligheden af plantematerialet afhænger dels af dyrenes størrelse, deres evne til udvælgelse af føden og af indretning af deres fordøjelsessystem samt tillæring, dels af planterens næringsindhold og smag.

Græs og bredbladede urter udgør en væsentlig del af føden hos då- og krondyr, bison, heste og kvæg. Det afspejles i dyrenes valg af habitat, hvor græsning i høj grad foregår på græsdominerede arealer, i lysninger i skoven, langs skovbrynet og på tilgrænsende åbne arealer. I The New Forest bruger de fritgående heste og kvæg således 50 % af deres tid på græsdominerede arealer som udgør ca. 5 % af det totale græsningsareal på 20.000 ha.

Store græsningsarealer giver dels mulighed for et varieret udbud af føde, der kan dække dyrenes behov på forskellige årstider og dels en rumlig opdeling til brug for dyrenes forskellige former for aktiviteter. Det

skaber stor variation i græsningstryk og påvirkning fra dyrenes forskellige aktiviteter, hvilket kan være med til at udvikle et i rum og tid varieret skovlandskab. Der er ikke evidensbaseret viden om den rette størrelse på et græsningsareal i forhold til biodiversitet. Flere af de danske eksempler med helårsgræsning er baseret på indhegninger på 120-150 ha, mens græsning med vilde dyr under hegn oftest foregår i væsentligt større hegn.

Et af de spørgsmål, der stilles i forbindelse med vildgræsning, er om græsningen alene kan skabe og vedligeholde lysåbne skovlandskaber. Det afhænger af summen af de naturlige forstyrrelser. Successionshastigheden er i høj grad påvirket af sammensætningen af græsningsdyr og græsningstryk sammen med andre stresspåvirkninger af træopvækst som høj og varierende vandstand, tørke, næringsfattig jordbund, vindpåvirkning, brand m.v.

Skovgræsning kan tilrettelægges efter to hovedprincipper; enten som "vildgræsning", hvor dyrene selv finder det græsningstryk, som området kan bære eller "styret græsning", hvor dyr og græsningstryk vælges og styres ud fra specifikke mål med græsningen.

Generelle anbefalinger vedrørende græsningen:

- Sammensætning af dyr, græsningstryk og-sæson bør besluttes på baggrund af en vurdering af områdets aktuelle bæreevne og mål for græsningen inden græsning iværksættes.
- Afhængig af de aktuelle forhold kan der anvendes en art af græsningsdyr eller samgræsning med to eller flere arter. Det er vigtigt, at der er en variation i græsningspåvirkningen de enkelte græsningsskove imellem med hensyn til sammensætning af dyr.
- Græsningen bør generelt foregå hen over de forskellige årstider – enten som helårsgræsning, eller med en lang græsningssæson afpasset efter de lokale forhold.
- Græsningstrykket bør være relativt lavt i vækstsæsonen for at give nektarplanter mulighed for blomstring og frøsætning.
- Græsning bør etableres i så store, sammenhængende og varierede områder som muligt med en mosaik af skov, skovenge og -moser og andre lysåbne naturområder, der understøtter en naturlig variation i græsningstryk hen over året.
- Græsningen bør ske med robuste dyr uden tilskudsfodring, dels for ikke at tilføre næringsstoffer til skoven og dels af hensyn til dyrenes sociale adfærd.
- Græsningen bør så vidt muligt ske ved besætninger, der ikke forebyggende behandles mod indvoldsparasitter med ivermectin præparater, som har en langsigtet negativ effekt på gødningsbiller, hæmme nedbrydningen af ekskrementer og påvirke jordbundsomsætningen.
- Skove, bevoksninger og andre naturtyper med aktuel græsning eller spor af tidligere græsningspåvirkning bør prioriteres højt.
- Bevoksninger med veterantræer af eg og af egekrat m.v. bør om muligt inddrages under græsning for at hæmme tilgroning med skygetræer, der kan forringe egenes kvalitet som levested for biodiversitet og på sigt udkonkurrere dem.
- Græsningstrykket bør evt. lejlighedsvis reduceres bl.a. af hensyn til regeneration af græsningsfølsomme arter.

1. Indledning

Det overordnede formål med skovgræsning er at genskabe og beskytte levesteder for de mange arter af planter og dyr, der er knyttet til varierede skovlandskaber. Skovene er levested for mere end halvdelen af de ca. 38.000 arter, der findes i Danmark. Mange af de sjældne og mere beskyttelseskrævende arter findes kun i skov (Petersen et al. 2016). En stor del af disse arter er knyttet til lysninger med nektarplanter, læ og lune pletter og til overgangszoner mellem lukket skov og åbent land samt til soleksponerede veterantræer og skovbryn med varieret struktur og artssammensætning (Buchwald & Heilmann-Clausen 2018; Horák et al. 2018; Kiebacher et al. 2017; Manning et al. 2006; Prevedello et al. 2018; Sebek et al. 2016). Det gælder f.eks. mange arter af sommerfugle (Gorissen et al. 2004; Greatorex-Davies et al. 1993), smælder og andre biller (Horák & Rébl 2013) samt likener (Pallto et al. 2011). Mange af de skovtilknyttede arter er truede af, at skovene er blevet mere ensartede og mørke (Olden et al. 2016; Ranius & Jansson 2000; Spitzer et al. 2008; Strandberg et al. 2005). Tørlægning og tilgroning er ligeledes en trussel mod de mange arter, der er knyttet til fugtige lysninger (Skorsi et al. 2014). For at bevare og forbedre disse arters status er der behov for græsning eller anden forstyrrelse, der understøtter en dynamisk udvikling, hæmmer tilgroning af skovenge og andre lysninger, og som hæmmer skyggegivende opvækst omkring veterantræer.

Græsningen har sammen med andre naturlige forstyrrelser været med til at skabe og vedligeholde varierede skovlandskaber som levesteder for mange arter (Bengtsson et al. 2000; Svenning 2002). Store græsædende dyr har været en dynamiskskabende del af skovøkosystemerne i kraft af deres kontinuerlige indflydelse på de økologiske processer og som en betydelig selektionsfaktor i udviklingen af økosystemerne og deres artsindhold (Putman 1996b).

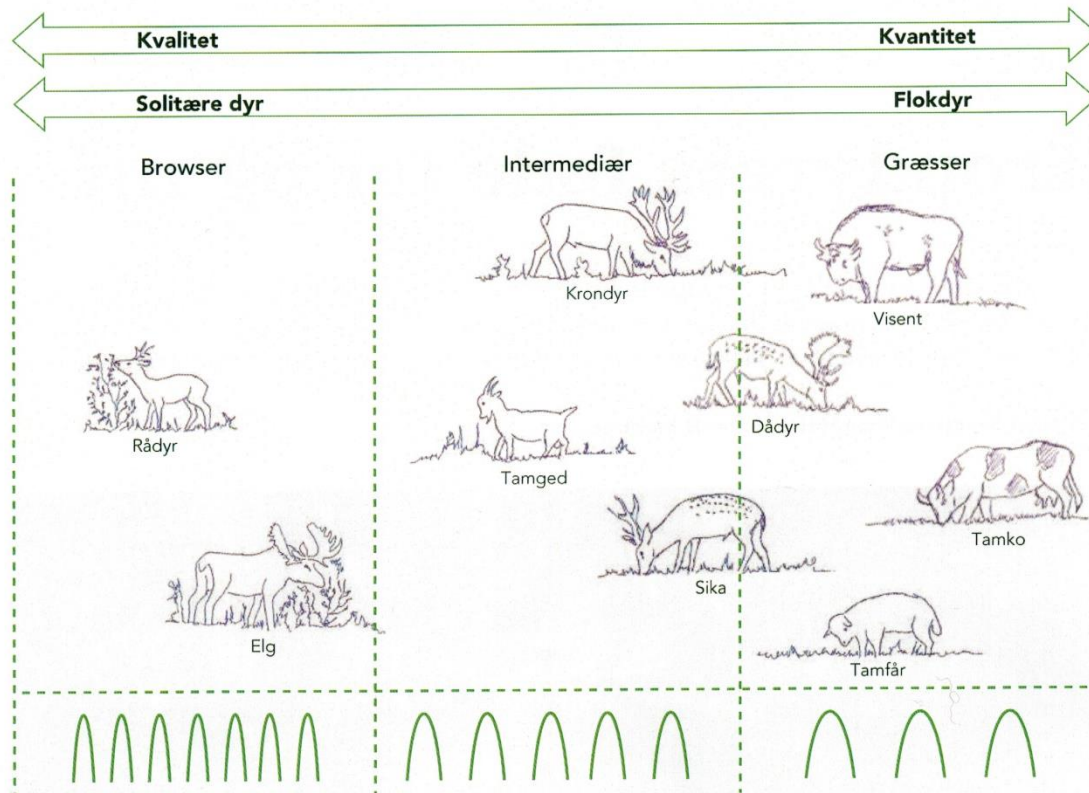
Mange af de skove, der i dag er beskyttede på grund af deres naturindhold, er prægede af tidligere tiders forstyrrelser i form af græsning, stævning, brand mm. Disse skove har behov for en fortsat forstyrrelse for at opretholde deres nuværende naturindhold (Bernes et al. 2018; Palo et al. 2013; Pollard et al. 1998).

Efter den seneste istid er udviklingen i Danmark fra tundra til skovland foregået under påvirkning af store græssere som elg, vildhest, bison, urokse, vildsvin, kronhjort og rådyr (Aaris-Sørensen 2016), dvs. dyr med forskellige græsningsstrategier fra browsere som rådyr og elg over intermediaære arter som krondyr (Figur 1) til græssere som vildheste og uroksen (Hofman 1989).

Uroksen, stamfaderen til vores tamkvæg, har efter knoglefund at dømme været vidt udbredt og levet her over en lang periode indtil for omkring 3000 år siden (Aaris-Sørensen 2016). De store græssere forsvandt gradvis i takt med at skoven blev tættere og befolkningstætheden steg (Aaris-Sørensen 2016). Efter starten af landbrugsdrift og husdyrhold for omkring 6000 år siden, skete græsningspåvirkningen i stigende grad ved tamdyr, mens de vilde græssere blev yderligere fortrængt. Indtil indfredning af skovene i 1805 foregik græsningen generelt på tværs af åbent land, ager og skov (Fritzbøger 1994).

Med fredskovsforordningen fra 1805 blev skovgræsning med husdyr i Danmark stærkt reguleret og reduceret. En tilsvarende markant nedgang ses over størstedelen af Europa over de seneste to århundreder (Bergmeier et al. 2010; Rackham 1998). Siden 1950'erne og især 1980'erne er vildtbestandene gået frem overalt i det nordlige Europa (Burbaité & Csányi 2009; Burbaité & Csányi 2010). Der er som følge heraf en

fortsat stigende påvirkning fra hjortevildtet, især rådyr, men også i stadig højere grad krondyr og dådyr i langt de fleste danske skove. Med skovloven fra 2004 blev der igen åbnet op for husdyrgræsning i skov på 10 % af arealet.



Figur 1. Oversigt over græsningsstrategi hos en række vilde og tamme drøvtygger. Toppene nederst angiver hyppigheden af fødeindtagelse. Figuren er gentegnet efter Hofmann 1989 af Bengtsson og Kanstrup (2014).

2. Begrænsninger

Mange af nutidens skovlandskaber med en lang græsningshistorie og med et stort indhold af gamle træer og dødt ved har en veldokumenteret artsrigsdom, der indikerer, at langsigtet græsning har en positiv effekt i forhold til biodiversitet (Hald-Mortensen (ed.) 2012; Nielsen 2009; Tubbs 2001). Langt de fleste græsningsskove i det Europæiske lavland er præget af tidligere tiders udnyttelse af skoven til husdyrgræsning med indgreb i form af rydning og brand, men også af høst af træ til mange forskellige formål (Fritzboeger 1994; Hilszczanski & Jaworski 2018; Plachter & Hampicke 2010), hvilket gør det vanskeligt at udlede effekten af græsning alene. Der er således generelt kun lidt viden om husdyrs indflydelse på skovøkosystemer uden anden antropogen indblanding (Samojlik et al. 2016; Öllerer et al. 2019).

Selvom der er publiceret en del undersøgelser omkring effekten af skovgræsning på vegetationsstrukturer og vegetationens artssammensætning, især i forhold til hjortevildt, er den videnskabelige evidens begrænset, når det kommer til langtidseffekten samt betydningen af græsningstryk (Bernes et al. 2018; Gill, 2006; Öllerer et al. 2019). Desuden er der meget lidt viden om effekten af græsning på flere taksonomiske grupper; dette gælder bl.a. invertebrater, små pattedyr, fugle, likener og til dels bryofytter.

Mange af de publicerede undersøgelser mangler desuden dokumentation for undersøgelsesbetingelserne (Bernes et al. 2018; Öllerer et al. 2019). Det gælder f.eks. dokumentation og beskrivelse af lokaliteternes karakteristika, så som skovens tæthed og jordbundsforhold, der er bestemmende for områdets bæreevne. Men også information om græsningssæson, græsningstryk, varighed, type af græsning og anvendelse af tilskuds fodring mangler i flere af de publicerede undersøgelser. Alt sammen vigtige oplysninger for forståelsen og tolkningen af resultaterne, og som i sidste ende muliggør konkrete forvaltningsanbefalinger.

2.1 Langtidseffekt

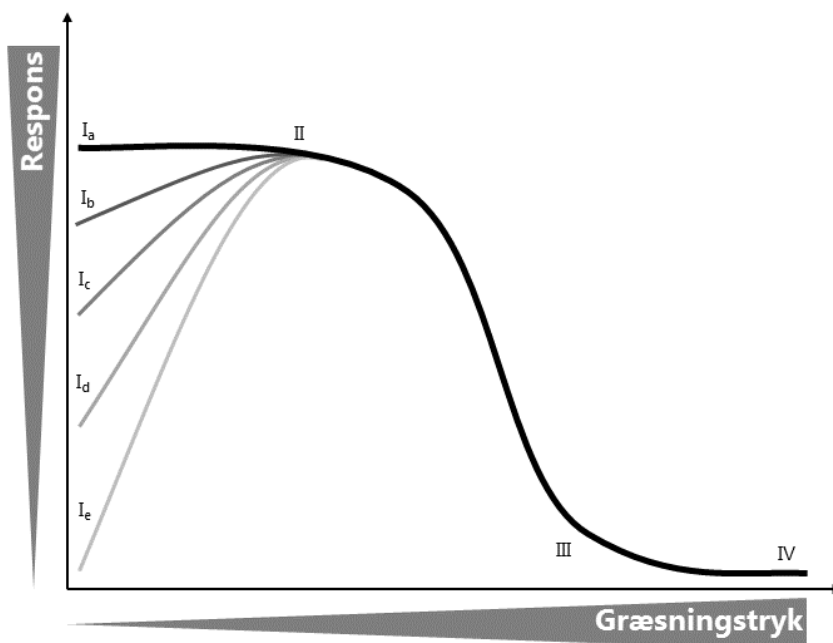
De fleste publicerede undersøgelser ser på effekten af græsning over en kort periode (Bernes et al. 2018; Foster et al. 2014). En direkte omsætning eller ekstrapolering af disse resultater til en længere tidshorisont er langt fra altid indlysende eller meningsgivende (Bakker et al. 2006; Hédal et al. 2017; Kapfer et al. 2017). I et forsøg på at opnå data, der beskriver den langsigtede effekt på biodiversiteten uden at vente flere årtier, er der ofte blevet anvendt kronosekvenser eller genmåling af beskrevne historiske datasæt. Udfordringen ved genmåling af historiske datasæt er, at den nøjagtige placering af størstedelen af de historiske vegetationspunkter meget sjældent er kendt (Hédal et al. 2017; Kapfer et al. 2017). Denne manglende forsøgsprotokol, samt det faktum, at det meget ofte vil være forskellige inventører, kan give signifikante fejl til den observerede tidsmæssige vegetationsændring (Kapfer et al. 2017; Verheyen et al. 2018). Således har Verheyen et al. (2018) påvist, at genmåling af vegetationspunkter udelukkende markeret på kort, og altså ikke med en permanent markering i felten, i gennemsnit betyder en relativ fejlestimering på 21 % for artsrigdommen og 35 % for artssammensætningen. Endvidere vil manglen på hyppige målinger over tid repræsenterer en anden fejlkilde, hvor det nærmest er umuligt at fastslå graden af forandring forårsaget af tidsmæssige variationer i klima (f.eks. nedbør) eller timing af genmålingen. Det kan påvirke resultatet og potentielt forårsage over- eller underestimering af arters hyppighed (Kapfer et al. 2017).

Derfor er langsigtede undersøgelser med hyppige gentagne målinger i permanente felter også den mest hensigtsmæssige metode til at skelne kortidsfluktuationer som naturlige variationer mellem årene fra de

langsigtede tendenser. Der er altså i høj grad brug for flere langsigtede videnskabelige undersøgelser for at få en dybere forståelse af successionsændringerne og de komplekse ikke-lineære interaktioner, der ofte forekommer i mange økosystemer (Bakker et al. 2006; Kapfer et al. 2017). Lindenmayer et al. (2012) foreslår at undersøgelser minimum skal strække sig over 20 år.

2.2 Betydningen af græsningstryk

Hovedparten af de publicerede videnskabelige studier undersøger effekten af græsningen ved sammenligning med det totale fravær af græssende dyr, f.eks. i form af frahegninger (Bernes et al. 2018; Öllerer et al. 2019). Der er således kun få studier, der undersøger effekten af græsning ved forskellige intensiteter, og flere publicerede studier mangler helt oplysninger om græsningstryk. Der er evidens for, at græsningstryk og respons på biodiversiteten ikke er lineær (Hester et al. 2000; Horsley et al. 2003; Tremblay et al. 2007). Med et ikke-lineært forhold mellem græsningstryk og respons (f.eks. artsantal eller hyppighed af en given art) illustrerer nedenstående figur (Figur 2), hvordan en undersøgelse med kun to niveauer af græsning, enten vil finde en positiv (I_e vs. II), negativ (II vs. III) eller ingen respons på græsning (I_e vs. III), simpelt bestemt af hvilke to græsningstryk der bliver sammenlignet. Ligeledes vil et studie med to niveauer af græsning heller ikke finde en evt. tærskelværdi, og konklusionen ville være ingen effekt (I_a vs. II) eller negativ effekt (I_a vs. III). I økosystemer, eller for givne arter, hvor et vist niveau af græsning har en positiv effekt, vil kun sammenligning ved det rette græsningstryk i forhold til fraværet af de græssede dyr finde denne relation (I_b , I_c , I_d , I_e vs. II), hvorimod et øget græsningstryk hurtigt vil fastslå, at græsning er negativt (I_b , I_c , I_d vs. III).



Figur 2. Responskurver i forhold til græsningstryk. Der er stærk evidens for at græsningstryk og respons har en ikke-lineær sammenhæng. Hvis kun to græsningstryk derfor sammenlignes, vil den virkelige sammenhæng derfor ikke kunne opdages, og det vil afhængigt af græsningstryk blive konkluderet at græsningen har negativ (II vs. III), positiv (I_e vs. II) eller ingen effekt (I_e vs. III). Ligeledes vil samme type studie heller ikke være i stand til at opdage en tærskel-respons, og vil i stedet finde ingen effekt (I_a vs. II) eller en negativ effekt (I_a vs. III) (Gentegnet efter bl.a. Foster et al. 2014; Milchunas et al. 1988).

Der er forskellige tærskelværdier for græsningstrykket i forhold til f.eks. tilgang og overlevelse af unge træer og buske, hvor tærskelværdierne varierer mellem arter og formentligt også i forhold til forskellige vækststadier (Hester et al. 2000; Kuijper et al. 2010). Der mangler viden om og en forståelse for effekten af forskellige græsningsintensiteter samt identifikation af responskurver og tærskelværdier, hvilket kan være afgørende for en vellykket forvaltning af græssende dyr i skovøkosystemer.

Forudsigelser af græsningseffekten er desuden yderligere besværliggjort af, at både regionalt klima, skovtype, forvaltningshistorie og arten af græsningsdyr har høj indvirkning på græsningseffekten på de observerede artsgrupper, hvilket kan påvirke formen, retningen og størrelsesordenen på responskurven (Bernes et al. 2018; Foster et al. 2014). Det betyder også, at det er vanskeligt at forudsige den nøjagtige effekt, og at resultater fra et område ikke kan overføres én til én til et andet område.

Boks 1. Systematisk gennemgang af skovgræsningslitteratur

I en systematisk gennemgang af tilgængelig videnskabelig litteratur vedrørende effekten af græsning med store dyr i skove i den tempererede og boreale zone, finder Bernes et al. (2018) 105 studier fra den nordlige tempererede zone, der på den ene eller anden måde undersøger effekten af store dyrs græsning på vegetationen og/eller invertebrater. Heraf har 40 af studierne enten et eksperimentelt design, der gør det svært at drage klare konklusioner omkring effekten af græsningen, eller har manglende eller uklar angivelse af antallet af dyr per arealenhed. Generelt er det kun få undersøgelser, hvor der indgår oplysninger om græsningstryk og græsningssæson. Undersøgelserne belyser typisk forskellige forhold på arealer med og uden græsning, men indeholder ikke undersøgelser af effekt af græsning ved forskellige græsningstryk. Hertil kommer, at de fleste studier undersøger effekten efter meget kort varighed. Langt de fleste undersøgelser i Bernes et al. (2018) vedrører vildt, specielt krondyr, mens der kun er få undersøgelser med kvæg og får og slet ingen, der omhandler heste.

Öllerer et al. (2019) konkluderer på baggrund af reviews af 71 artikler om påvirkning af husdyrgræsning på vegetationen i tempererede skove, at der er en udbredt anerkendelse af, at et fuldstændigt ophør af græsningsrelaterede forstyrrelser kan medføre uønskede ændringer, mens en styret og målrettet husdyrgræsning kan være til gavn for både biodiversitet og skovdrift. Det konkluderes ligeledes, at der er mange modstridende udsagn og resultater, samt at der er begrænset viden om, hvordan skovgræsning skal udføres, fordi resultaterne er stærkt kontekst afhængige.

De problemer, der er registreret ved gennemgangen af artikler om skovgræsning vedrørende det eksperimentelle design og manglende oplysninger, gælder også for en stor del af de mange undersøgelser, der er foretaget over effekten af græsning på lysåbne naturarealer. Mange undersøgelser belyser den umiddelbare effekt af etablering – eller ophør – af græsning, men mangler dokumentation af den langsigtede effekt samt af betydningen af og samspillet mellem græsningstryk og variation i årsklima m.v.

3. Effekt af græsning på skovøkosystemer

Samspillet mellem græsningsdyr og økosystemer er meget komplekst. Påvirkning fra store græsningsdyr kan skabe forskellige mikroklimaer, variation i jordbundens næringsindhold og en heterogen vegetationsstruktur, der giver grundlag for en høj artsdiversitet af planter og en variation af levesteder for andre organismegrupper:

- Dyrene omsætter store mængder organisk stof og øger dermed mængden af tilgængelige næringsstoffer for plantevæksten.
- Dyrene bidrager til en rumlig omfordeling af næringsstoffer, da urin og gødning ikke afsættes tilfældigt.
- Dyrene fejer, afbarker og knækker grene af træer og buske mv. og skaber dødt ved.
- Dyrenes selektive græsning kan ændre artsammensætning og hæmme dominans af ellers konkurrence stærke arter.
- Dyrene skaber større lysgennemfald til jordbunden gennem deres græsning og dermed spiremulighed for lyskrævende arter.
- Dyrene skaber bar jord gennem deres færdsel, anlæg af sølepladser og gennem øvrige aktiviteter, hvilket skaber forskellige nicher for planter, bl.a. spirebede, og for dyr med specielle krav til solbeskinnede, varme levesteder m.m.
- Dyrene bidrager til frøspredningen ved at bære frø rundt, som de har ædt, eller som hænger fast i pels og klove/hove.
- Dyrenes gødning er levested for gødningsbiller, svampe m.fl.
- Naturligt henfald af de dyr, der løbende går til, kan give føde for rovfugle, mindre rovdyr og forskellige andre organismegrupper.

Den samlede effekt af græsning på skovøkosystemer afhænger især af græsningstryk men også af sammensætning af dyr og græsningssæson. Desuden har skovens arts-, alders- og strukturmæssige sammensætning, og dens forhistorie afgørende betydning for, hvordan skoven påvirkes af græsning.

Ved et græsningstryk, der er tilpasset skovens bærevne, kan græsning bidrage til at:

- Genskabe og vedligeholde mere lysåbne og varierede skovtyper.
- Skabe en mere varieret rumlig struktur med små lysninger og indre skovbryn.
- Hæmme skyggegivende opvækst omkring veterantræer.
- Skabe mikrohabitater og medvirke til veteranisering af træer.
- Give mulighed for dynamisk udvikling mellem skov og lysåbne områder.
- Øge dækning og variation af bundvegetation.
- Øge mængde og kvalitet af tilgængeligt plantefoder og øge bærevnen til gavn for vildtet og den øvrige herbivore fauna.
- Skabe øget mulighed for fremspiring af kimplanter.

For husdyrene betyder skovelementet ofte bedre velfærd i form af læ for regn og rusk, mulighed for skygge og dermed også beskyttelse mod stikkende og bidende insekter.

Der vil typisk være en umiddelbar effekt på bundvegetation og underskov efter etablering af græsning (Andersen 2018; Buttenschøn & Buttenschøn 2013; Gottlieb 2015). Men udviklingen mod en lysåben græsningsskov tager meget lang tid og er afhængig af skovens alder og sammensætning, om der er tale om en gammel græsningsskov, der stadig bærer præg af tidligere græsning, eller om det er en tæt, ensaldrende skov. Den positive effekt af græsning i forhold til biodiversitet er størst i lysåbne, varierede løvskove med

præg af tidligere græsning (Palo et al. 2013). I tætte nåleskovs plantninger og i højstammet, mørk bøgeskov uden underskov er den umiddelbare effekt minimal (Andersen 2018), og udviklingen mod en mere lysåben og varieret skov må forventes at være meget langsigtet.

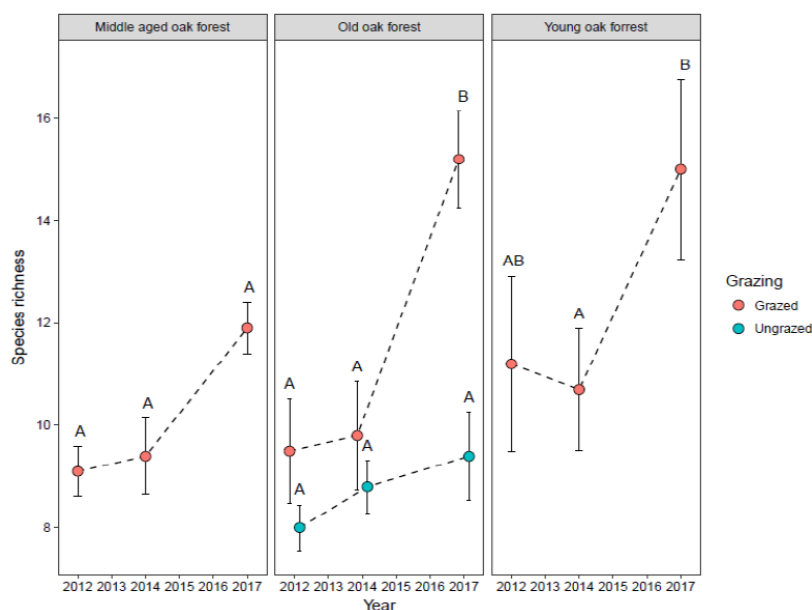
3.1 Effekt på bundvegetation

Store græssere skaber mere lys til skovbunden gennem deres færdsel og bid på underskov og bundvegetation og skaber dermed mulighed for en større dækning og artsrigdom af bundvegetation. Nielsen (2009) fandt således et signifikant større antal plantearter i nutidens græssede skovområder end i tilsvarende ugræssede skovområder i Danmark i en undersøgelse, der bl.a. er baseret på analyser af floralister. Ophørt drift med stævning, græsning og plukhugst i Hald Ege medførte en reduktion i antallet af arter i bundvegetationen i perioden fra 1916 til 1995 i takt med at skoven blev mere mørk. I 1916 blev der således registreret 61 arter af karplanter mod 45 i 1995 svarende til en reduktion på 26 % (Tybirk & Strandberg 1997). 22 plantearter forsvandt, 10 arter kom til, mens forekomst af 15 arter ikke er signifikant ændret. En øget N-deposition har ligeledes påvirket arts sammensætningen til fordel for kvælstofyndende planter (Strandberg et al. 2005). Driftsophør i Dalby Söderskog førte tilsvarende til en fremgang af kvælstofyndende og mørketolerante arter, mens artsrigdom var faldet med 42 % efter ca. 60 år (Malmer et al. 1978).

En undersøgelse af udviklingen i artsrigdom og sammensætning af bundvegetationen fra en lang række lokaliteter i Frankrig, der primært græsses af kronvildt, angiver, at det overvejende er planter fra åbne naturtyper, der breder sig i skoven, i takt med at græsning skaber mere lysåbne forhold (Boulanger et al. 2017). Andre undersøgelser viser dog, at kvæggræsning, f.eks. i egekrat, både kan fremme skovarter og arter fra lysåbne naturtyper (Buttenschøn & Buttenschøn 2013; Buttenschøn & Ravn 2003). McEvoy et al. (2006) finder ligeledes fra græsningsforsøg i Irland, at græsning skaber en mere artsrig bestående af arter fra løvskov og lysåbne naturtyper, samt at græsning skaber mere bar jord.

Efter 2-4 års græsning med islandske heste i Gribskov var der en signifikant højere artsrigdom i den græssede ellesump og i gammel og yngre egeskov, mens der var en tendens til en lavere artsrigdom i den græssede del af bøgeskoven (Gottlieb 2015). Van Uytvanck & Hofmann (2009) fandt, at helårsgræsning med kvæg og heste signifikant reducerede mængden af vedbend og brombær i skovbunden ved et græsningstryk på ca. 130 kg dyr/ha/år. Hvid anemone blev ligeledes signifikant reduceret på grund af dyrenes færdsel.

Fem års græsning med bison i ung, mellemaldrene og gammel egeskov på Bornholm resulterede i en større artsrigdom med en øget hyppighed af skovarter som f.eks. alm. kohvede og miliegræs (Figur 3). Der blev ligeledes registreret en øget artsrigdom i den bison græssede ellesump, mens artsrigdommen blev reduceret i bøgeskov (Andersen 2018). Valdes-Correcher et al. (2018) konkluderer, at bison i lighed med kvæg er egnede til at pleje lysåbne naturtyper på baggrund af en undersøgelse i Holland. De hollandske resultater viser dog, at der kommer en øget dækning af bredbladede urter både i det bisongræssede og i ugræssede kontrol.



Figur 3. Udvikling i artsrigdom i bundvegetationen i hhv. ung, middel aldrende og gammel egeskov, under 5-års græsning med bison samt i ugræsset kontrol i gammel egeskov på Bornholm. Den stigende artsrigdom skyldes bl.a. øget hyppighed af alm. kohvede, miliegræs og bredbladet mangeløv (Andersen 2018).

Generelt er græsning positiv for mange lyskrævende arter af græsser og bredbladede urter. Det gælder f.eks. mange arter af græs, der har høj tolerance overfor græsning, planter, der har lav fordøjelighed, er giftige eller som helt eller delvist vrages af andre grunde af dyrene som ørnebregne samt små urter som f.eks. tormentil og burrenerre. Høje planter som alm. mjøddurt og gederams påvirkes i højere grad negativt af græsning sammen med en del dværgbuske, buske og træer (Tabel 1).



Opvækst af alm. røn afbarkes af bison på Bornholm i en grad således, at de hæmmes i deres vækst eller dør og dermed skaber mere lys omkring de større træer. Foto: Rita M. Buttenschøn.

Bernes et al. (2018) fandt ligeledes, at græsning er positiv eller overvejende positiv for artsrigdommen af græsser og halvgræsser, bredbladede urter og bryofytter (Tabel 4).

Tabel 1. Eksempel på arter, der er angivet hhv. at fremmes eller hæmmes af græsning. For mange af arterne gælder, at græsningstryk og dyreart har betydning for om de fremmes eller hæmmes. Desuden har tilgængeligheden af andre foderressourcer og det fænologiske stadie af alle tilstedeværende arter stor indflydelse på dyrenes selektivitet på enkelte arter. Arterne er opdelt i urter og vedplanter og sorteret efter familie (Frederiksen et al. 2006).

Karplanter der fremmes af græsning		Karplanter der hæmmes af græsning	
Art	Bemærkninger	Art	Bemærkninger
Majblomst ⁽³⁾	Ved lavt græs. tryk	Skov-svingel ⁽⁴⁾	
Miliegræs ⁽²⁾	Hæmmet v. hestegræsning ⁽⁷⁾	Sildig skovhejre ⁽⁴⁾	
Fåre-svingel ⁽¹⁾		Bjerg-rørhvene ⁽⁷⁾	
Rapgræs arter ^(1,3,7)		Hvid anemone ⁽⁵⁾	Pga. færdsel
Mose-bunke ^(4,7)		Stor Fladstjerne ⁽⁶⁾	Fremmes ved lavt GT* ⁽³⁾
Fløjlsgræs ^(4,3)		Dunet steffensurt ⁽⁶⁾	
Hvene arter ^(1,3)		Gederams ⁽⁶⁾	
Tandbælg ⁽¹⁰⁾		Skov-viol ⁽⁶⁾	
Håret frytle ^(3,4)	Ved lavt græs. tryk	Gærde-vikke ⁽⁶⁾	
Vår-star ⁽¹⁰⁾		Alm. bingelurt ^(4,6)	
Krat-fladbælg ⁽⁴⁾	Ved lavt græs. tryk	Alm. mjøddurt ⁽⁴⁾	
Alm. mælkeurt ⁽¹⁰⁾		Skov-Galtetand ⁽⁶⁾	
Krat-viol ^(3,4)	Ved lavt græs. tryk	Tvebo baldrian ⁽⁴⁾	
Skovsyre ^(3,4)	Ved lavt græs. tryk	Vedbend ^(4,5,8)	
Tormentil ⁽⁴⁾		Brombær ^(4,5,6,8)	
Feber nellikerod ⁽³⁾	Ved lavt græs. tryk	Hindbær ⁽⁶⁾	
Stor nælde ⁽⁴⁾		Brombær ^(4,5,6,8)	
Løgkarse ⁽⁹⁾		Hindbær ⁽⁶⁾	
Burre-snerre ^(3,4,7)		Blåbær ^(4,7,9)	
Alm. kohvede ^(2,3)	Ved lavt græs. tryk	Alm. gedeblad ^(4,8)	
Kantet kohvede ⁽³⁾	Ved lavt græs. tryk	Hassel ^(4,6)	
Korsknap ^(4,7)		Eg ^(4,9)	
Tveskægget ærenpris ^(1,3,4)		Pile arter ^(4,6)	
Haremad ⁽⁴⁾		Alm. røn ^(4,6)	
Enebær ⁽¹⁰⁾		Elm ⁽⁹⁾	
Skov-æble ⁽³⁾		Ask ^(4,6,9)	

Kilder 1. Tybirk & Strandberg 1997, 2. Andersen 2018, 3. Buttenschøn & Buttenschøn 2013, 4. Kirby 2001, 5. Van Uytvanck & Hofmann 2009, 6. Nielsen 2009, 7. Gottlieb 2015, 8. Putman et al. 1989, 9. Bernes et al. 2018, 10. Buttenschøn 2007. *GT = Græsningstryk

3.2 Effekt på selvforyngelse, struktur og artssammensætning

Store græssere spreder frø og skaber spirebede for kimplanter gennem deres græsning og færdsel, der reducerer førnemængden (Kasahara et al. 2016) samt skaber optrådte pletter med bar jord. Men

overlevelsen af kimplanterne afhænger i høj grad af græsningstrykket og lysforhold (Kuijper et al. 2010; Kuiters & Slim 2002). Store græssere æder ikke blot de nyspirede planter, men også en stor andel af de modne frø, hvoraf kun de mindste frø som f.eks. æblekerner, rosenfrø og frø fra glansbladet hæg kan overleve en tur igennem en drøvtyggermave. Agern og bog er eftertragtede af store græssere, specielt når der også indgår vildsvin, der kan æde op til 1,8 kg agern om dagen i perioden oktober til februar (Briedermann 2009) og stærkt reducere eller tømme puljen af agern.

Mængden af kimplanter af træer og buske i græsset skov, har en signifikant sammenhæng med graden af bundvegetationsdække (Kuijper et al. 2010). Således finder Kuijper et al. (2010), at tætheden af kimplanter af træer og buske stiger med graden af vegetationsdækket til et optimum på 38 % vegetationsdække, hvorefter tætheden af kimplanter igen falder med øget vegetationsdække. Græssende dyr kan således, ved at påvirkede bundvegetationens dække og biomasse, påvirke tætheden af kimplanter af træer og buske. Kimplanternes overlevelse afhænger dog bl.a. af græsningstryk, art af græsningsdyr samt af spiretæthed samt af voksested/lysforhold (Tabel 2). Kvæg æder kimplanter og små spirer som en integreret del af bundvegetationen. Således er kimplanterne oftest udsat for samme græsningstryk som den omgivende vegetation. Overlevelsen af kimplanter er væsentlig højere hos de plantearter, der spirede på kokasser end hos de øvrige med eksempel på målt overlevelseshøjde på hhv. 88 og 26 efter 1 år (Buttenschøn 2008). Tætheden af spirer kan for nogle træarters vedkommende have betydning for bidtrykket på spirerne og dermed deres overlevelse. Kun de yderste træer af tæt opvækst af rødgran med en stamme tæthed på 7000-8000 stammer/ha blev bidt af rå- og krondyr (Gill 2006).

Ifølge Vera (2000) er selvforyngelse af eg direkte afhængig af græsning, samt af vekslende græsningstryk. Dog kræver det græsning med udprægede græssere, som f.eks. kvæg og heste (Figur 1), mens hjortegræsning ifølge Vera (2000) ikke har den samme gunstige effekt på selvforyngelse af eg. Jensen et al. (2012) fandt, at krat kan beskytte opvækst af eg mod bid fra store græssere. Bakker et al. (2004) fandt ligeledes at eg, der er beskyttet af tornede buske, kan regenerere under græsning med kvæg og heste, men ikke hvor der er en stor tæthed af kaniner. Slåen, skovæble, enebær og brombær er nogle af de arter, der hyppigt danner fodpose og beskytter opvækst af eg og andre løvtræer mod bid (Buttenschøn & Buttenschøn 1985; Kuiters & Slim 2003). At intensiv hjortegræsning kan hæmme selvforyngelse demonstreres bl.a. i Jægersborg Dyrehave. I Tofte Skov hæmmer den nuværende græsning med kron-, rådyr og vildsvin, med et græsningstryk på omkring 400 krondyr og 150 vildsvin svarende til ca. 20 kg dyr ha^{-1} (Tabel 14), regeneration af eg, mens bøg gror over dyrenes rækkevidde, selvom træerne bides hårdt og kan tage lang tid om at nå over vildtets bidhøjde. Kristtorn danner her stedvis en beskyttelse af ung bølgeopvækst mod bid (Buttenschøn & Gottlieb 2017; Møller 2009). Hald-Mortensen (2012) beskriver dog, at der også sker en vis regeneration af eg på lysåbne arealer beskyttet af stikkende buske i Tofte Skov i overensstemmelse med Veras (2000) teori. Eg er mange steder ved at blive udkonkurreret af bøg og andre skygetræer, det gælder f.eks. en del af de gamle egekrat, der tidligere har været vedligeholdt gennem stævning og græsning (Møller et al. 2002).

Tabel 2. Faktorer hos almindeligst forekomne træ- og buskarter, der i væsentlig grad afgør om de kan etableres fra frø og overleve baseret på langsigtede undersøgelser på Mols (Buttenschøn 2007).

Vækststrategi; G=græsningspioner, K=klimakstræ, P=generel pionertræ. Graden af græsningsdyrenes bid er opgjort efter en skala; 0=intet bid, 1=let bid af knopper og tynde kviste, 2=middel bid af knopper og kviste; 3=stort set alle knopper og kviste er ædt og 4=alle knopper og kviste er ædt og selv større grene og/eller stammen er påvirket.

Art	Vækststrategi	Spredning	Lysforhold	Bid
Hvidtjørn	G	Fugle, tramp	Lys	1
Ene	G	Nedfald, tramp	Lys	0
Slåen	G	Fugle o.a.	Lys	2
Skovæble	G	Kvæg, heste o.a.	Lys	2
Hunde-rose	G	Kvæg o.a.	Lys	1
Vorte-birk	P	Vind	Lys	1
Dun-birk	P	Vind	Lys	3
Bævreasp	P	Vind	Lys	3
Skovfyr	P/K	Vind	Lys	0
Eg	K	Nedfald, fugle, små gnavere	Lys	2
Tørst	P	Fugle	Halvskygge	2
Alm. røn	P	Fugle	Halvskygge	3
Bøg	K	Nedfald, fugle, små gnavere	Skygge	1
Fugle-kirsebær	P	Fugle o.a.	Skygge	2

De store græssere foretrækker generelt at æde det friske løv fra de øverste skud af unge buske og træer, hvor næringsindholdet er højest (Gill 2006). Tab af de højtsiddende blade og skud giver større skader end bid på lavere siddende dele af planten og vil typisk reducere højdevækstraten. Gentagne bid kan holde træet indenfor dyrenes rækkevidde en årrække, således som det f.eks. ses i Tofte Skov, hvor Møller (2009) anslår at bøg kan være 20 til 25 år om at vokse over bidhøjde. Omvendt har flere arter af træer kompensatorisk vækst, hvilket vil sige, at en vis mængde bid kan stimulere træernes vækst og dermed tilgroningsraten. I et forsøg, der skulle simulere krondyr bid, finder Hester et al. (2004), at små træer af både vorte-birk og almindelig røn, der har været udsat for simuleret bid enten om vinteren eller foråret, vokser signifikant mere i højden den efterfølgende sommer sammenlignet med ikke-bidte træer. Tidspunktet for bid kan dog være afgørende for vækstraten i de enkelte skud bl.a. hos birk, hvor bidpåvirkning om vinteren øger væksten, mens bid om sommeren fører til reduceret skududvikling (Danell et al. 1994). Fritstående træer er særligt udsat for bid, og bidpåvirkningen aftager med stigende tæthed af træer (Buttenschøn 2008; Gill 2006). Ung træopvækst er generelt mere sårbare overfor bidpåvirkning end ældre træer og kan gå til efter gentagne bidpåvirkninger (Van Hees et al. 1996).

Afbarkning kan ligeledes føre til at sårbare træarter går til. Det er især bison, krondyr, dådyr, elge, geder og får, der afbarker træer. På Bornholm indgår bark af mange forskellige løvtræer samt af rødgran i fødevalget hos bison. Her er det især de dominerende arter, eg med en stammediameter på <15 cm samt rødgran med en stammediameter >15 cm, der barkskrælles, mens bøg kun afbarkes i ringe grad. Bison skræller ofte bark flere gange på de samme træer (Brender et al. in prep.). Barkskræling bidrager sammen med fejning, afbrækning af grene mv. væsentligt til dannelse af mikrophabitater og dødt ved.

Tabel 3. Bidpåvirkning fra kvæg. Resultater fra forsøg med konvertering af nåletræsplantage til løvskov med hjemmehørende arter på Klosterheden (Buttenschøn 2008).

Artsgruppe	Bidpåvirkning (kvæg)	Følsomhed
Nåletræer: lærk, rødgran, skovfyr, klit-fyr	Stort set 0	Kimplanter græsses som integreret del af bundvegetation. Nogen slidpåvirkning.
Vindspredte pionerarter: porse, øret pil, gråpil, dun- og vorte-birk, bævreasp	Middel for porse ellers høj	Følsomme overfor højt bidtryk, men kan overleve en del år i nedbidt tilstand. Kan invadere massivt ved lavt græsningstryk og høj frøregn. Græsnings-trykket aftager med stigende stammetæthed.
Fuglespredte pionerarter: fugle- kirsebær, mirabel, hvidtjorn, alm. hæg, alm. røn, sejle-røn	Høj	Relativ følsom, mirabel og hvidtjorn tilpasser deres grenvækst til bid.
Glansbladet hæg, sargents æble, bærmispel (fugle- og evt. pattedyrspredt)	Middel til høj	Unge individer af glansbladet hæg (<2 m) er noget følsomme i åbne bestande, men mindre følsomme hos ældre træer, der afløves op til knapt 2 m's højde ligesom deres rodskud afløves.
Vindspredte klimaksarter: ask, løn, rød-el	Meget høj til lav (rød-el)	Rød-el kan etablere sig på våd bund under græsning.
Dyre- og vindspredte klimaksarter: eg og bøg	Høj til meget høj på fritstående individer af eg, middel på bøg	Relativ høj følsomhed. Eg kan overleve flere års nedgræsning. Tilgroning sker i ly af tornede planter – eller af tæt opvækst af vindspredte pionerarter.

At skovgræsning kan reducere hyppighed og artsrigdom af buske og træer i underskoven støttes af den opsummerede effekt af græsning i de undersøgelser, der indgår i Bernes et al. 2018 (Tabel 4,). Her er der en reduceret hyppighed af underskov. Den negative effekt på opvækst kan bl.a. hænge sammen med, at dyrene primært græsser i lysninger i skoven, hvor der er de bedste spirebetingelser, men hvor dyrenes tramp og bid hindrer overlevelse af kimplanter og unge træer (Kuijper et al. 2009).

Tabel 4. Effekt af skovgræsning på hyppighed og artsrigdom af vegetation på baggrund af data fra systematiske review (Bernes et al. 2018).

Hypighed	Negativ	Negative-positiv	Positiv
Underskov vegetation (urter, buske, træer m.v.)	x		
Underskov (alle vedplanter)	x		
Buske	x		
Græs og halvgræsser		Overvejende positiv	
Bredbladede urter		Overvejende negativ	
Bryofytter	x		

Artsrigdom	Negativ	Negativ-positiv	Positiv
Underskov vegetation (urter, buske, træer m.v.)		Overvejende positiv	
Underskov (vedplanter)	x		
Buske		Overvejende negativ	
Græs og halvgræsser		Overvejende positiv	
Bredbladede urter			x
Bryofytter			x

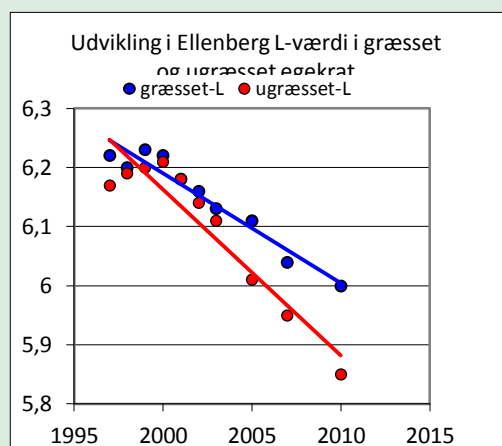
Det skal understreges, at det primært er effekten af hjortevildt, som beskrives i Bernes et al. (2018), og disse er i højere grad browsere end kvæg og heste.

Boks 2. Langtidseffekt af græsning af egekrat ved lavt græsningstryk

I langsigtet græsningsforsøg med ekstensiv kvæggræsning i egekrat på Mols, hvor græsning finder sted efterår og tidlig vinter, viser en status efter 25 år, at der udvikles en mere arts- og strukturrig underskov. Der sker især en stor fremspiring af skov-æble primært på kokasser fra frø, der har været en tur igennem komaven (Figur 2.2). Selvom æblespirer m.fl., der spirer på kokasser, er beskyttede mod græsning, er der kun en meget lille overlevelse inde i skoven på grund af mangel på lys og som følge af græsningen.

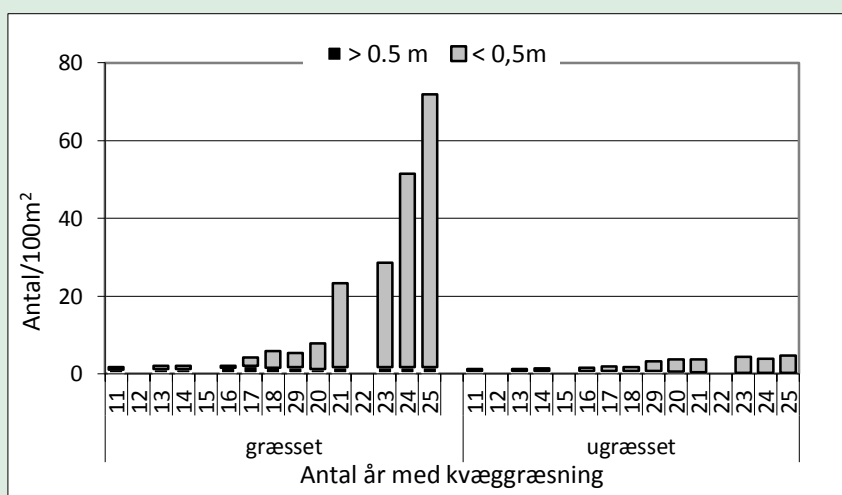


Den græssede del af egekrattet i 2013 (Foto: R. M. Buttenschøn)



Figur 2.1. Udvikling i Ellenberg-L fra 1996 til 2010

Der er ikke sket en øgning af dødt ved i løbet af 25 års græsning, hvilket kan hænge sammen med, at der er tale om en relativt ung egekrat, der delvis er vokset op efter at egne blev sat på roden i 1940'erne. Der er en fortsat kroneudvikling, der bevirker at skoven bliver mørkere både i den græssede og i den ugræssede del, men med en tydelig forskel i udviklingen af Ellenberg L-værdi med et mindre fald af Ellenberg L-værdi i den græssede del opgjort for perioden fra 1996 til 2010 (Figur 2.1).



Figur 2.2. Udvikling i hyppighed af opvækst af dyrespredte vedplanter, skov-æble, kirsebær, mirabel, slåen, alm. røn og hunderose med og uden græsning i forhold til antal år med start af registrering af kimplanter og opvækst efter 10 års græsning (Buttenschøn & Buttenschøn 2013).

Græsningen resulterer ligeledes i en større hyppighed og artsrigdom af bredbladede urter i bundvegetationen, bl.a. tveskægget ærenpris, alm. kohvede, majblomst og smalbladet høgeurt, men også især artsrigdommen og hyppigheden af græsser, bl.a. rød svingel og arter af hvene og rapgræs, øges signifikant under græsning (Gottlieb et al. in prep.).

Kuiters & Slim (2002) fandt, at naturlig regeneration i høj grad er styret af græsningstryk. En reduktion af græsningstrykket fra krondyr, rådyr og vildsvin til 5 kg dyr ha⁻¹ år⁻¹ på næringsfattig bund i Veluwe Nature reserve betød, at tilgroning med skov og krat bredte sig med dominans af bøg og skovfyr, mens højdevæksten stadig blev hæmmet af dyrenes bid på de mest foretrukne arter. For at stilk- og vinter-eg kan regenerere, er der ifølge Kuiters & Slim (2002) behov for en variation i græsningstrykket.

Dideon et al. (2009), Kuijper et al. (2009), Mountford & Peterken (2003) og Vera (2000) m.fl. understreger ligeledes betydningen af et vekslende græsningstryk for træernes mulighed for selvfornyelse, men hvordan en optimal korttidsreduktion af græsningen i praksis skal foregå, f.eks. med hvilke tidsintervaller, findes der fortsat intet svar på (Bernes et al. 2018).

En undersøgelse af regenerationen af løvtræer i den beskyttede del af Bialowieza skoven viser at flere arter af løvtræer ikke kan nå over bidhøjde under det nuværende, græsningstryk på ca. 35 kg dyr/ ha⁻¹ (Churski et al. 2017; Kuijper et al. 2010) (Boks 3).

Boks 3. Effekt af græsning på træarts-sammensætning i Bialowieza

I den beskyttede del af Bialowieza skoven på 105,2 km², der græsses af fritstående, selvregulerende flokke af krondyr, rådyr, elg, vildsvin og bison, har dyrene stor effekt på artssammensætning, højdevækst og funktionel diversitet af træer og buske (Hedwall et al. 2018; Kuijper et al. 2010). Arter som f.eks. eg, ask, spidsløn, alm. røn, skov-elm og skovfyr hæmmes i høj grad af græsningen. I følge Miścicki (2012) er hovedparten af skovfyrene i den beskyttede del af skoven mellem 100 og 180 år gamle, mens stilkegene er mellem 150 og 200 år gamle, dvs. frem spirede i perioden 1740-1830. Den begrænsede regeneration af mange af de 17 arter af træer, der er registreret i skoven, betyder at avnbøg i højere grad kommer til at dominere artssamfundet, fordi det er den tilstedeværende art, som klart bedst tolerer dyrenes hårde bid (Kuijper et al. 2010).

Den varierede træartssammensætning i kronedækket, som skoven indeholder trods manglende regeneration, mener man skyldes tidlige variationer i græsningstrykket, hvor perioder med manglende eller meget lavt græsningstryk har givet mulighed for regeneration af træarter som f.eks. eg, spidsløn og småbladet lind, der ellers holdes nede af dyrene (Churski et al. 2017). Den beskyttede del af skoven har været urørt siden 1929 (Miścicki 2012), men var tidligere anvendt til høst af træ og husdyrgræsning (Hilszczanski & Jaworski 2018).

Den beskyttede del af Bialowieza rummer forskellige skovtyper domineret af løvskov med stilke, småbladet lind og avnbøg og består af ca. 90 % skov og 10 % af floddale og andre skovlysninger. Tætheden af krondyr er estimeret til 19,8 kg ha⁻¹, vildsvin 9,6 kg ha⁻¹, rådyr 0,5 kg ha⁻¹ samt elg 1,4 kg ha⁻¹ og bison 4,0 kg ha⁻¹ (Kuijper et al. 2013), men med naturligt varierende populationsstørrelser over tid og sted. Dyrene søger i høj grad føde i de åbninger, der naturligt findes i skoven (Kuijper et al. 2009), og derfor er intensiteten af bid på træer også op til to gange højere her end i de mere tætsluttede dele af skoven (Churski et al. 2017). Generelt set er dyrene i stand til at holde alle træer under "browselinien" (<2 meter) i mindst 5 år (Churski et al. 2017), men efter blot 10-15 år vil langt de fleste lysbrønde atter være lukkede (Zub 2019, pers. komm.).

I en simuleret undersøgelse af græsningseffekten over en 40 årig periode nåede 100 % af avnbøgene i lysbrøndene en højdevækst over dyrenes browselinie, mens 50 % af rødgran og kun <5 % af lindetræerne nåede over de 200 cm. Ingen eg eller spidsløn kom over 200 cm grænsen (Churski et al. 2017). Kontinuerlig græsning ved uændret græsningstryk kan, vurderet ud fra undersøgelsen af simuleret effekt over 40 år, føre til en dominans af avnbøg i kronelaget, mens både eg og spidsløn stort set forsvinder.



*Den beskyttede del af Bialowieza skoven er meget artsrig med en heterogen struktur og store mængder stående og liggende dødt ved. Opvækst af løvtræer bides hårdt i den beskyttede del af skoven. Men små, unge træer kan være beskyttet mod browsing af stammer fra væltede træer.
Foto: Ralf Lotys*

Selvom den beskyttede del af Bialowieza er en af de sidste lavlands temperere løvskove med naturlig dynamik i Europa, er den ikke optimal som referenceramme for danske løvskove. Det skyldes, at bøg stort set er fraværende i Bialowieza, hvilket giver et meget anderledes økosystem (Jaroszewicz 2019, pers. komm.).

En sammenstilling af data fra 10 europæiske undersøgelser over effekten af bidpåvirkning af hjortevildt på forskelle arter af træer og buske viser, at der er en reduktion i hyppigheden af eg, pil og avnbøg på alle de undersøgte lokaliteter, mens der for andre arter både blev registreret lokaliteter med reduceret og med øget hyppighed (Tabel 5).

Tabel 5. Effekt af bid på hyppighed af træer og buske udtrykt i % af felter, hvor der er målt en reduceret eller øget forekomst (Gill 2006).

Art	Reduceret hyppighed under bidtryk fra hjortevildt	Øget hyppighed under bidtryk fra hjortevildt	Antal lokaliteter
Eg sp.	100		24
Pil sp.	100		10
Avnbøg	100		8
Alm. røn	91		11
Ask	83		6
Bævreasp	83	17	6
Birk sp.	70	30	10
Skovfyr	60	30	10
Navr	60	40	5
Bøg	54	38	13
Brombær	92	8	12
Vedbend	83	17	6
Engriflet hvidtjørn	80	20	5
Alm. gedeblad	50	50	4

3.3 Effekt på kvantitet og kvalitet af dødt ved

Dødt ved er sammen med veterantræer blandt de vigtigste forudsætninger for artsdiversiteten i skov (De Jong *et al.* 2004) og benyttes som fødekilde, levested og skjul for vinterkulde og sommertørke af mange arter. Det vurderes, at gamle træer under forfald og dødt ved er levested for omkring en tredjedel af den samlede danske skovbiodiversitet, og at cirka halvdelen af de skovlevende, rødlistede arter er relateret til dødt ved (Bruun & Heilmann-Clausen 2012).

Døde og døende træer er nøglehabitater for mange forskellige grupper af saprofytiske organismer (Müller & Bütler 2010), herunder svampe (Heilmann-Clausen & Christensen 2005), bryofytter (Ødor *et al.* 2006), likener (Ulikzja & Angelstam (2000), biller (Davies *et al.* 2008) padde og fugle, ikke mindst spætter og andre hulrugende arter samt små pattedyr som eger, mår og flagermus m.fl. (De Jong *et al.* 2004).

Specielt biller men også tovinger og årevinger udgør særdeles artsrige insektgrupper, der gennem deres livscyklus er tilknyttet dødt ved. Foruden mængden af dødt ved er kvaliteten, det vil f.eks. sige diameteren, nedbrydningsgraden og omgivelsernes mikroklima, vigtige faktorer for diversiteten og artssammensætningen. Der er en positiv sammenhæng mellem diameteren af dødt ved, insektdiversiteten og antallet af sjældne insektarter, som kan forklares ud fra heterogenitet, nedbrydningshastighed og et mere stabilt mikroklima (Buttenschøn *et al.* 2017). Mængden af dødt ved i forskellige nedbrydningsstadier er vigtig for at kunne opretholde en naturlig populationsdynamik, da insekter er tilpasset forskellige nedbrydningsstadier af dødt ved, men træart spiller også en stor rolle for diversiteten med eg som den art, der er levested for den rigeste fauna af saprofytiske insekter i Europa (Vodka *et al.* 2009). Meget store stammer af stående dødt ved er lang tid om at blive nedbrudt. Det giver længere tid og derfor større mulighed for de tilknyttede arter at indfinde sig på de store stammer. I skove med en lav mængde af dødt ved, vil risikoen

for lokal uddøen øges for insektarter, som stiller specifikke krav til størrelse og nedbrydningsgrad af dødt ved.

Barkskrælning bidrager sammen med fejning, afbrækning af grene mv. til dannelse af dødt ved, men dyrenes færdsel og øvrige fysiske påvirkning kan også være med til at nedbryde og accelerere omsætningen af dødt ved (Latham & Blackstock 1998; McEnvoy et al. 2006). Der foreligger stort set ingen dokumentation for i hvor høj grad, græsning påvirker mængde og kvalitet af det døde ved. Ud over den direkte effekt af store græssere på veteranisering af træer og skabelse af dødt ved giver græsning mulighed for større lysindfald med solbeskinnede habitater og et mere varieret mikroklima, der tilgodeser forskellige grupper af organismer. Flertallet af mos- og svampearter foretrækker skyggefulde og fugtige forhold mens mange insektarter udviser en klar præference for dødt ved på solbeskinnede og tørre habitater, således arter af pragtbiller og træbukke, der foretrækker solbeskinnede dødt ved af eg tæt ved skovbunden (Vodke et al. 2009).

Gamle skove som Jægersborg Dyrehave og The New Forest i England, som rummer store mængder dødt ved under forskellige stadier af nedbrydning og mange gamle, store træer er levested for en stor rigdom af invertebrater. I New Forest er der således registreret ca. 1540 arter af biller og 1200 arter af møl, hvoraf størstedelen regnes for at være knyttet til de store træer og dødt ved under nedbrydning (Tubbs 2001). De mest sjældne og truede saprofytiske invertebrater i England angives at være koncentrerede i historiske parklandskaber og i åbne græsningsskove (Rackham 1986).

3.4 Effekt på bryofytter og likener

Bryofytter vokser på bar jord, på sten og på levende, døende og døde træer. Flere undersøgelser fra Sverige og Finland finder en større artsrigdom af bryofytter i græssede, lysåbne skove end i ugræssede (Oldén et al. 2016; Oldén & Halmer 2016). Især mikroklima; lys, luftfugtighed og temperatur samt bark kvalitet og jordbundens surhedsgrad har betydning for sammensætning af bryofyt-floraen sammen med variationen i mikrohabitat og skovstruktur (Odor et al. 2013). I Tofte Skov blev der registreret 59 arter af epifytiske bryofytter fra især ellesump og gammel bøgeskov, heriblandt flere mindre almindelige og sjældne arter. Ældre bøg rummede flest arter både af bryofytter og likener (Fritz 2014), andre angiver eg, som den træart der kan rumme det højeste antal af bryofytter (Odor et al. 2013).

Mange likener er ligesom bryofytter afhængige af forstyrrelser, der kan vedligeholde lysåbne skove, og tilgroning er en trussel mod flere arter af sjældne likener (Jönsson et al. 2011; Paltto et al. 2011). Træart og barkens pH har sammen med kronedække stor betydning for artsrigdommen af likener (Leppik et al. 2011). Harding og Rose (1988) kortlagde arter (og underarter) af likener knyttet til træer i England (Tabel 6) med eg som værtstræet med det højeste antal arter og med ask på anden pladsen.

I Tofte Skov var det gamle bøgetræer på skrænten ud mod Tofte Mose, der rummede det højeste antal af likener, i alt 111 arter, hvoraf mange er på den danske rødliste (Fritz 2014). Træernes høje alder skaber sammen med et favorabelt lokalklima med konstant høj luftfugtighed på grund af naboskab til mosen levesteder for rigdommen af likener. Fritz (2014) konkluderer på baggrund af undersøgelserne af bryofytter og likener, at krondyrene gavner floraen gennem deres græsning, der holder skoven åben. Dyrene bidrager desuden til spredning af arterne, og deres fejning og afbarkning skaber mikrohabitat med blottet hårdt træ, der bl.a. er levested for den sjældne liken *Opegrapha ochrocheila*. Fritz (2014) konkluderer ligeledes, at

en del af de gamle egetræer er truet af overskygning fra opvækst og har behov for rydninger, samt at der er behov for at supplere krondyr med dyr som er udprægede græssere.

Tabel 6. Antal arter af epifytiske likener knyttet til forskellige træer i England (Harding & Rose 1988)

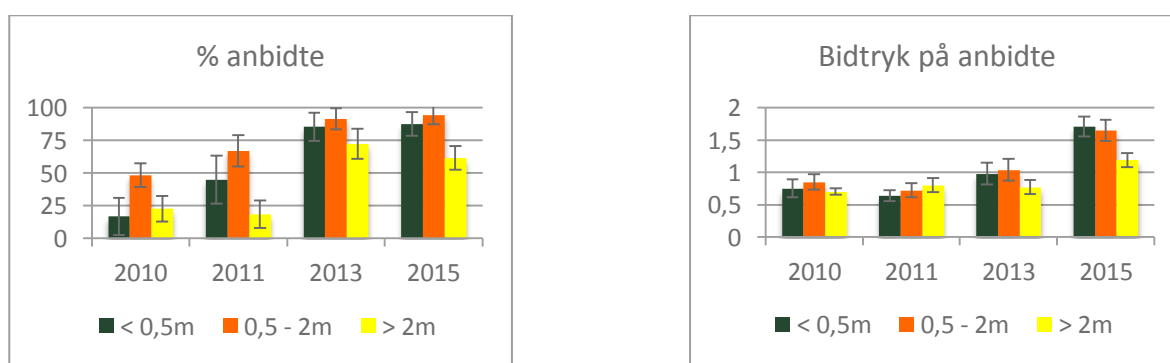
Art	Antal af likener
Navr	101
Ahorn	194
Rød-el	116
Dun- og vortebirk	134
Avnbøg	44
Hassel	162
Bøg	213
Ask	265
Kristtorn	96
Skov-fyr	133
Eg sp.	326
Pil spp.	160
Alm. røn	125
Lind spp.	83
Elm spp.	200



Alm. lungelav, en af de meget sjældne arter, der bl.a. findes på gammel bøg i Tofte Skov. Foto: Bent Odgaard.

3.5 Effekt på skovenge og andre lysninger

Græsning kan forsinke tilgroning af skovenge, moser og andre lysåbne naturtyper og kan forbedre og vedligeholde deres karakteristiske plantesamfund (Petersen 1995). Undersøgelser af bid fra hhv. fritstående krondyr (Buttenschøn 2014a) og dådyr under hegn (Buttenschøn 2018) viser, at de kan forsinke tilgroning med birk på skovenge og andre lysåbne arealer, og reducere etablerede bevoksninger (Figur 4).



Figur 4. Dådyrs bid på birk. Henholdsvis % anbide træer af samtlige birketræer i prøvefelterne og det gennemsnitlige bidtryk på de anbide træer med angivelse af SE. Græsningstrykket steg i undersøgelsesperioden fra ca. 0,2 dyr i 2010 til 1 dyr ha^{-1} i 2015. Bid på træer og buske er opgjort efter en skala; 0 = ingen bid, 0,5 = let bid af knopper og tynde kviste, 1 = middel bid af knopper og kviste; 2 = stort set alle knopper og kviste er ædt. Dun-birk blev foretrukket med en faktor 5 i forhold til vorte-birk (Buttenschøn 2018).

Græsning alene kan dog som regel ikke hindre en tilgroning på langt sigt, medmindre græsningen sker på arealer, hvor tilgroning er hæmmet af f.eks. høj vandstand, og/eller der er et meget højt græsningstryk.

Zub (2019, pers. komm.) angiver, at græsningen i den beskyttede del af Bialowieza skoven kan vedligeholde lysbrønde i 10-15 år inden de gror til (Boks 3).

Erfaringer fra græsningspleje af lysåbne naturområder viser, at der kan ske en endog ret hurtig tilgroning med eg og andre træer i løbet af relativ få år på arealer under græsning (Bokdam & Gelichman 2000; Buttenschøn & Buttenschøn 1985, 2003). Forstyrrelser f.eks. i form af tramp fra græsningsdyr kan betyde, at skovenge og andre græsdominerede arealer, hvor tilgroning med vedplanter har været hæmmet af et tykt førnelag, begynder at gro til. Græsning ved lavt græsningstryk kan derfor fremme tilgroning af lysåbne arealer.

Træer og buske, som slåen, skov-æble, tjørn og enebær, der kan danne beskyttelse af ny opvækst af løvtræer mod græsning, er fraværende i mange skove, og det kan tage lang tid før de etablerer sig (Smit & Ruifrok 2011). I græsningsforsøg i egekrat på Mols tog det f.eks. næsten 20 år før skov-æble og andre tornede planter spredte sig, selvom der var flere frugtbærende træer på det græssede areal (Boks 2).

Mangel på værn mod nedbidning kan forsinke tilgroning af skovlysninger, men kan også føre til en ændret artssammensætning med et større islæt af mindre foretrukne arter som f.eks. bøg og rødgran eller af invasive arter som glansbladet hæg. Ofte vil der være behov for periodiske forstyrrelser f.eks. i form af brand, stormfald, insektangreb eller hugst m.m., ligesom retablering af naturlig hydrologi er et vigtigt redskab til etablering og vedligeholdelse af skovlysninger.

4. Effekt af græsning på fauna

Effekten af store græssende dyr på anden fauna kan ske via en række mekanismer, hvoraf nogle er en direkte konkurrence om plantebiomasse (Steward 2001), mens de fleste er indirekte. Dyrenes afbidning af plantevæv kan f.eks. ændre morfologi og kemi hos de påvirkede planter og gøre dem mindre attraktive for andre planteædere (Hester et al., 2006). Det kan ligeledes påvirke kvaliteten af fôrnen, som igen kan påvirke hele nedbrydersamfundet (Bardgett et al., 1998). Græsning kan mindske ophobningen af fôrne (Kasahara et al. 2016), og derfor indirekte ændre forholdet mellem detritivorer og herbivorer i fødekæden (Suominen & Danell 2006). Fæces og urin fra de store græssere er vigtige ressourcer for mange specialiserede svampe og insekter samt for mange mindre specialiserede dyr, som også af og til søger føde på gødningen. Døde dyr, der efterlades i skoven, bidrager med føde for rovdyr, ådselbiller og mange andre invertebrater samt svampe m.fl.

Ændring af skovens vegetationssammensætning som følge af græsning påvirker vegetationsstruktur og vegetationens fysiske egenskaber, der har betydning for skovens funktion som levested for faunaen. Især ændring af skovens tæthed og artssammensætningen af træerne, der er styrende for mængden af lys, temperatur, vind, fugtighed, jordens vandmængde, næringsstofcyklus og hydrologi (Augusto et al. 2003; Barbier et al. 2008; Chávez & Macdonald 2010; Langenbruch et al. 2012; McEwan & Muller 2011; Sercu et al. 2017), kan være af stor betydning.

Som nævnt i afsnittet "Begrænsninger" er de fleste studier meget kortvarige. Foster et al. (2014) fandt således, at over 75 % af alle studier af græsningens effekt på andre dyr på tværs af økosystemer og geografisk udbredelse havde en varighed på to år eller mindre, mens kun 12 % af undersøgelserne varede fire år eller mere. Mange små dyr har en naturlig stærkt fluktuerende populationsstørrelse, især kortlevede organismer og fauna knyttet til økosystemer, der naturligt svinger kraftigt, som gør det vanskeligt at vurdere betydningen af græsningens påvirkning af dyrenes hyppighed ved hjælp af kortvarige undersøgelser. Mange af studierne over effekten af græsning på små dyr anvender desuden kun to niveauer af græsning, hvor effekten af et meget højt græsningstryk sammenlignes med effekten af et meget lavt græsningstryk/ingen græsning, hvilket kan føre til fejlagtige konklusioner (Foster et al. 2014; Suominen & Danell 2006).

4.1 Invertebrater

Der er meget begrænset primær forskning og evidens for, hvordan store græssende dyr påvirker invertebrater i skoven (Bernes et al. 2018; Suominen & Danell 2006). Denne manglende viden og dokumentation er bekymrende i betragtningen af den enorme mangfoldighed og økologiske betydning som invertebrater har. Den manglende viden gør det vanskeligt, at lave generaliseringer om effekten af græsning på invertebrater.

Bernes et al. (2018) konkluderer, at der er en negativ effekt af skovgræsning på hyppighed af edderkopper og sommerfugle og en overvejende negativ effekt på deres artsrigdom. En mere åben og homogen underskov (Tabel 4) kan have en negativ effekt på edderkoppefaunaen (Fuller et al. 2014) og på dele af sommerfuglefaunaen (Dennis 2004; Feber et al. 2001). Kun billerne fremmes i undersøgelserne af græsning

(Tabel 7, Bernes et al. 2018). Den negative effekt af græsning på invertebrater er dog i modsætning til resultater af en række undersøgelser, der beskriver behovet for lysåbne skovområder og den negative effekt af mangel på græsning og anden forstyrrelse (Gorrissen et al. 2004; Greatorex-Davies et al. 1993; Horák, J. & Rébl 2013, m.fl).

Tabel 7. Opsummeret effekt af skovgræsning på forekomst og diversitet af invertebrater efter Bernes et al. (2018).

Hyppighed	Negativ	Negative-positiv	Positiv
Sommerfugle	x		
Edderkopper	x		
Biller		Overvejende positiv	
Artsrigdom	Negativ	Negativ-positiv	Positiv
Sommerfugle		Overvejende negativ	
Edderkopper		Overvejende negativ	
Biller		Overvejende positiv	

4.2 Små pattedyr

Antallet af studier, der undersøger den direkte effekt af græsning på små pattedyr i tempererede skovlandskaber, er begrænset (Flowerdew & Ellwood 2001, Foster et al. 2014, Suominen & Danell 2006). De fleste studier er foretaget med hjortevildt, der undersøger effekten på mus. Flertallet af undersøgelserne finder en signifikant reduceret populationsstørrelse og artsrigdom af mus ved tilstedeværelse af store græssende dyr (f.eks. Buesching et al. 2011; Putman et al. 1989; Smit et al. 2001). Græsningen påvirker formentligt de små gnavere på to måder. Dels gennem ændringer eller direkte fjernelse af habitatet, hvilket påvirker fødetilgængeligheden, muligheden for skjul og risikoen for prædation samt konkurrencebalancen mellem arterne, dels ved en direkte konkurrence om ressourcerne med de græssende dyr, specielt føde som urter, kimplanter, brombær, frugter og olden (Flowerdew & Ellwood 2001; Smit et al. 2001).

Vigtigheden af mulighed for skjul og den øgede risiko for prædation for små gnavere er blevet demonstreret ved at sammenligne fangster over to år i områder i The New Forest i England. Her blev der i 1963 etableret to hegninger hver på 5,6 ha i den del af det ca. 20.000 ha store skovlandskab, der har været græsset i århundreder primært med dådyr, heste og kvæg. Det ene hegn blev græsset af dådyr (1 individ ha^{-1} , svarende til ca. 52 kg ha^{-1}), det andet hegn var uden græsning (Putman et al. 1989). Antal af mus og deres fordeling på arter blev undersøgt i 1983-84 og i 1985. Skovmus, rødmus, almindelig spidsmus, samt mindre hyppigt halsbåndsmus og dværgspidsmus forekom i de ugræssede områder, mens kun skovmus blev fanget i de græssede områder, og i et markant lavere antal. Samme tendens er også blevet demonstreret i Wytham Woods i England, et 425 ha stort indhegnet skovlandskab med et græsningstryk af primært dådyr og rådyr på 0,4 - 1,5 individer ha^{-1} , svarende til ca. 20 til 70 kg ha^{-1} . Også her havde græsningen større negativ effekt på rødmus end på skovmus (Buesching et al. 2011). Efterfølgende blev græsningstrykket i Wytham Woods reduceret til under 0,17 dyr pr. ha (svarende til ca. 7 - 8 kg ha^{-1}), hvilket bevirkede, at græsningen ikke længere påvirkede populationsstørrelsen af gnaverne (Bush et al. 2012).

Populationsstørrelsen af små gnavere er formentligt bestemt af habitatkompleksiteten, hvor et græsningstryk over et vist niveau vil have en negativ effekt på gnaverne (Bush et al. 2012). Hvis græsningen reducerer mindre træer og buske som hassel, forventes det at føre til en lavere populationsstørrelse af halsbåndsmus og hasselmus. Kan græsningen modsat forhindre regeneration af skoven og forlænge tiden med åbninger i kronedækket, samtidig med at bundvegetationen og buskdække bevares, vil det være en fordel for rødmsus. Ligeledes kan spidsmus og markmus også drage fordel af opretholdelsen af nogle lysåbne græsarealer (Flowerdew & Ellwood 2001).

4.3 Hjortevildt

Skovgræsning med husdyr kan have en positiv eller negativ effekt på hjortevildt afhængig af græsningstryk, fennestørrelse, mulighed for skjul mv. Husdyrene kan gennem deres græsning og færdsel reducere mængden af biomasse, men kan også øge kvaliteten af tilgængelig føde for vildtet (Schultz & Rubenstein 2016). Der er kun få undersøgelser fra Europa, der belyser konkurrenceforhold og øvrig effekt af husdyrgræsning i forhold til hjortevildt. I projekt Vildt og Landskab (Buttenschøn et al. 2009) viste undersøgelser af fødevalg hos kvæg, rådyr og krondyr, at kvæget græssede høj og tuet vegetation og dermed skabte mere frisk og artsrig vegetation, som blev foretrukket af rå- og krondyrene. Undersøgelsen viste ligeledes, at tilstedeværelse af kvæg ikke holdt hjortevildtet ude (Buttenschøn et al. 2009). Putman (1996a) undersøgte habitat- og fødevalg hos de store græssere, der primært består af dådyr, krondyr, rådyr, heste og kvæg i The New Forest, og fandt et stort overlap mellem især kvæg og hestes fødevalg året rundt, og ligeledes mellem kvæg, heste og dådyr. Undersøgelsen belyste således, at der er konkurrence om den tilgængelige føde en stor del af året.

Kuiters et al. (2005) undersøgte interaktionen mellem krondyr, kvæg og vildsvin i et hollandsk skovlandskab og fandt, at interaktionen mellem kvæg og krondyr skiftede mellem synergi især i sommerhalvåret og konkurrence i vinterhalvåret.

4.4 Fugle

Selvom der er væsentlige indikationer på, at græsning kan have en stor indflydelse på artssammensætningen og diversiteten af fugle i skove (Fuller 2001), er der relativt få undersøgelser fra Europa, der belyser den direkte effekt af græsning, og der er en generel mangel på eksperimentel forskning på området. Problemet er ofte, at studier af større og mere mobile dyr, som fugle, kræver områder så store, at eksperimentel manipulation af græsningen ikke er mulig. I stedet sammenlignes område med forskellige græsningstryk (med og uden græsning), men de vil ofte være under indflydelse af andre faktorer, som geografi, historik, og forskellig forvaltning, hvilket kan være vanskeligt at kontrollere og muligvis kan have indflydelse på græsningen i sig selv (Suominen & Danell 2006). Derfor vil der også være en betydelig usikkerhed i blot at sammenligne artslistes fra græsningsskove, f.eks. skovene i Lille Vildmose eller Bialowieza, med skove uden græssende dyr, fordi man ikke kan kontrollere for andre faktorer som f.eks. graden af uforstyrrelse, eller strukturelle faktorer som f.eks. gammel, heterogen skov med høje træer og mange døde og døende træer, som ikke med sikkerhed udelukkende kan tilskrives græsningen.

Flere studier finder en negativ effekt af græssende dyr på diversiteten af skovfugle, især for arter, som yngler og/eller søger føde på jorden eller i buskadser og underskov (f.eks. Gill & Fuller 2007; Holt et al. 2010; Holt et al. 2014; Fuller 2001; Perrins & Overall 2001). Der er dog også studier, der viser

modsatrettede resultater, som f.eks. i England, hvor den jordrugende skovsanger er mere hyppig i områder med høj græsningsintensitet (Fuller 2001), eller i Gribskov, hvor græsning er til gavn for rødrygget tornskade (Boks 4, Pedersen et al. 2018).

I stort set alle undersøgelser har det været den strukturelle forandring i vegetationen, som er blevet foreslået som hovedårsagen til ændringerne i skovfuglesamfundet (Foster et al. 2014; Suominen & Danell, 2006). I lysåbne, gamle egeskov finder Baltzinger et al. (2016), at en højere dækning af buskads og underskov har en signifikant positiv effekt på artsantal og hyppighed af skovfugle. Hvis browsing intensiteten derfor er høj nok til at mindske dækningen og udbredelsen af buskads og underskov, vil det reducere habitatkvaliteten for fuglearter knyttet hertil. Er skoven lysåben nok til, at de græssende dyr kan forårsage et skift fra buskads til græsdække, kan græsningen til gengæld fremme jordrugende arter (Baltzinger et al. 2016).

Generelt vil reduktion af busk kunne reducere tætheden af f.eks. ugler og rovfugle (Tubbs & Tubbs 1985). Gill & Fuller (2007) fandt at græsning havde en negativ effekt på sangfugle. Machar et al. (2018) fandt ligeledes, at hård græsning med då- og krondyr reducerer diversiteten af fugle i løvskove. Holt et al. 2001 undersøgte effekten af hjortegræsning på levesteder for nattergal og fandt, at deres antal blev reduceret. Hansson (2001) dokumenterede en gavnlig effekt på plante- og fugleliv af genoptagelse af græsning eller høslæt i ege-hassel skov.

Boks 4. Rødrygget tornskade i Grib Skov gavnes af græsning

Grib Skov har omkring 100 par af ynglende rødrygget tornskade. Tornskaden er omfattet af EU's fuglebeskyttelsesdirektiv, fordi dens antal er gået stærkt tilbage i Europa, angiveligt som følge af mangel på insektrige levesteder.



Foto: Andreas Eichler

På baggrund af en undersøgelse af tornskadens levesteder i Gribskov konkluderer Pedersen et al. (2018) bl.a. at lysninger med græssende dyr beholder ynglende par længere end lysninger uden græsning, hvilket kobles til bedre fødesøgningsmuligheder og større tæthed af insekter i lysninger med lav vegetation.

5. Græsningstryk

Græsningstrykket (i betydning "grazing pressure"), der angiver forholdet mellem dyrenes foderbehov og mængden af tilgængeligt foder (Allen et al. 2011), har stor betydning for om græsning har en positiv eller negativ effekt på skovøkosystemer og deres biodiversitet (Danell et al. 2003; Mysterud 2006; Putman et al. 2011 m.fl.). Generelt angives et middel græsningstryk at give størst biodiversitet (Olf et al. 1999), og anbefales ved skovgræsning (Mitchell & Kirby 1990). Der er meget store forskelle på, hvad den enkelte skov indeholder af tilgængelig føde for dyrene, og dermed forskel på om et bestemt græsningstryk (i betydning "stocking rate") udtrykt i antal dyr/areal er meget lavt, lavt, middel, højt eller meget højt.

I Johannsen et al. (2013) anbefaler et ekspertudvalg et naturligt højt græsningstryk som det bedste generaliserede virkemiddel til høj biodiversitet i skov. Spørgsmålet er, hvad der kan betegnes som et naturligt græsningstryk for dyr under hegn og uden prædatorer i nutidens skovlandskaber.

The New Forest er et eksempel på et skovlandskab, hvor der har været et højt græsningstryk over en meget lang periode ($125 \text{ kg dyr ha}^{-1}$, Boks 4). Trods det store sammenhængende græsningsareal kan det ikke betegnes som et naturligt græsningstryk og selvforvaltende natur. Kvæget tilskudsfores, en del af dyrene tages ind om vinteren, og der foretages naturpleje på de lysåbne naturområder bl.a. årlig afbrænding af 2 % af hedearealet, bekæmpelse af ørnebregner og rydning af træopvækst (Thomas 2019. pers. komm.). Newton et al. (2013) konkluderer på baggrund af analyser af resultater fra en række feltundersøgelser, at det høje græsningstryk ikke kan hindre en skovudvikling (Boks 5). Der sker en løbende foryngelse af skoven, og en vedligeholdelse af de åbne arealer forudsætter supplerende indgreb.

Boks 5. Effekt af hårdt græsningstryk i The New Forest i England

The New Forest er et eksempel på en skov med en meget lang græsningshistorie, hvor uforstyrrethed, skovkontinuitet, mange gamle træer og dødt ved har skabt et skovlandskab med en meget høj diversitet med en enestående rig fauna af biller, fluer og andre insekter knyttet til dødt ved sammen med en enorm rigdom af svampe, epifytiske likener og bryofytter. Varieret skovstruktur og hule træer giver levesteder for et rigt fugleliv. Men græsningen har også medført en stedvis relativ artsfattig bundvegetation og underskov og en insektfauna, der er fattig på insekter, som kræver høj bundvegetation og/eller nektarplanter, ligesom der er en relativ lav tæthed af små pattedyr (Tubbs 2001).

Det åbne skovlandskab omfatter ca. 20.000 ha, der græsses af hjortevildt domineret af dådyr, men som også omfatter krondyr, rådyr, sikahjorte samt heste og kvæg i vekslende antal. Det har samlet givet et relativt højt græsningstryk over en lang årrække, anslået til at svare til 125 kg ha^{-1} (Putman 1996a).

Putman et al. (1989) opsummerer effekten af græsningen:

1. Reduktion af artsdiversitet og artssammensætning i bundvegetationen med tab af græsningsfølsomme eller særligt foretrukne arter som f.eks. alm. bingelurt og guldnælde. Urtelaget er meget sparsomt med arter, der i høj grad vrages som f.eks. skovsyre og vortemælk.
2. Mange kratdannende arter af buske og træer mangler stort set, f.eks. hassel, slåen, hvidtjørn, navr, sejle- og grå-pil, brombær og hunderose, mens kristtorn har en større udbredelse og tæthed, end det normalt ses i den aktuelle skovtype.

3. Mangel på kratarter har sammen med den hårde græsning resulteret i en fysisk ændring af skovstrukturen, hvor et strukturelt lag mellem 5 cm og 200 cm mangler.
4. Den kontinuerlige græsning har resulteret i en næsten fuldstændig mangel på regeneration af træer hvilket betyder at der er en forarmet aldersstruktur.

Ifølge nyere undersøgelser (Newton et al. 2013) sker der dog en løbende regeneration af skoven under det nuværende græsningstryk.



The New Forest august 2019. Foto: Rita Merete Buttenschøn

Van Uytvanck & Hoffmann (2009) anbefaler et græsningstryk på under $130 \text{ kg dyr ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ på baggrund af undersøgelser af effekten af helårsgræsning med kvæg sammen med nogle få konik-hest i to artsrige løvskove domineret af eg og bøg på fugtig, næringsrig bund i Belgien. Chapman (2007) anbefaler et græsningstryk på $0,07 - 0,15 \text{ DE ha}^{-1}$ ($40 - 80 \text{ kg ha}^{-1}$) i lavlands løvskove i Skotland.

Ramirez et al. (2018) angiver forskellige tærskelværdier for græsningstryk fra vildt på 115 kg km^{-2} , 141 kg km^{-2} og 251 kg km^{-2} for hvornår, der sker en negativ påvirkning på hhv. skovens selvforryngelse, skovstruktur og på skoven som økosystem. Tærskelværdierne er baseret på semikvantitative reviews af 433 publicerede undersøgelser fra tempererede skove. Grænseværdierne er angivet i kg metabolisk vægt, hvilket ikke direkte kan omregnes til kg dyr uden oplysninger om hvordan sammensætningen af dyrearter, der indgår i undersøgelserne, er. I Klelund plantage er der et græsningstryk fra krondyr og vildsvin på ca. 25 kg ha^{-1} (Fløjgaard et al. 2016), men området er under udvikling mod et mere naturligt skovlandskab, der formentlig vil få en større bærevne. I den beskyttede del af Bialowieza skoven ($105,2 \text{ km}^2$), hvor der er minimal

forstyrrelse og ikke foregår jagt, og som består af ca. 90 % skov og 10 % floddale og andre lysninger, er der et græsningstryk af krondyr, vildsvin, rådyr, bison og elg svarende til godt 35 kg dyr ha⁻¹ (Kuijper et al. 2013).

Tabel 8 indeholder nogle eksempler på anbefalet græsningstryk, men uden oplysninger om arealernes sammensætning, produktivitet og græsningshistorie, er de vanskelige at overføre til andre arealer.

Tabel 8. Eksempler på anbefalet græsningstryk. Omregning til kg dyr er baseret på gennemsnitstal (Tabel 9) der ligesom for angivelser i storkreaturer (SK) og dyreenhed (DE) kan dække over en stor variation i kg vægt afhængig af køns- og alderssammensætning m.v.

Anbefalet græsningstryk	Anbefalet græsningstryk i kg dyr/ha	Bemærkninger	Kilde
0,1 SK ha ⁻¹	53 kg husdyr ha ⁻¹	Helårsgræsning med husdyr i skov.	Mayle 1999
0,3 kvæg ha ⁻¹ eller 0,15 hest ha ⁻¹	160 kg kvæg ha ⁻¹ eller 50 kg hest ha ⁻¹	Variation i græsningstryk samt flerartsgræsning anbefales.	Mountford & Peterken 2003
<0,25 DE ha ⁻¹	<130 kg husdyr ha ⁻¹	Mosaikafgræsning anbefales (på fugtig, næringsrig bund).	Van Uytvanck & Hoffmann 2009
0,15 DE - 0,07 DE ha ⁻¹	80 til 40 kg husdyr ha ⁻¹	Blandet løvskov på hhv. rig og fattig bund.	Chapman 2007
500 kg km ⁻²	5 kg dyr ha ⁻¹	Baseret på hjortevildt og vildsvin. Variation i græsningstryk anbefales.	Kuiters & Slim 2002
10 krondyr, 4 vildsvin km ⁻²	20 kg dyr ha ⁻¹	Helårsgræsning i den ca. 4000 ha store Tofte Skov, hvor der har været krondyr og vildsvin i mere end 100 år.	Hald-Mortensen 2012 Buttenschøn & Gottlieb 2017
	300 kg dyr ha ⁻¹	Helårsgræsning tilpasning til den enkelte lokalitet anbefales.	Bunzel-Drüke et al. 2008
115 kg km ⁻² , 141 kg/km ⁻² og 251 kg/km ⁻² metabolisk vægt	3 til 9 kg dyr ha ⁻¹ (omregning afhænger af sammensætning af dyr)	Tærskelværdier for Hjortevildt i forhold til hhv. regeneration, skovstruktur og skoven som økosystem.	Ramirez et al. 2018

Tabel 9. Gennemsnitsvægte anvendt til omregning til kg dyr. Bortset fra hest stammer tallene fra Bernes et al. (2018)


	kg		kg
Bison	500	Rådyr	22,5
kvæg	530	Sika	53
Dådyr	52,4	Får	50
Krondyr	165	Vildsvin	96
Hest	330 (f.eks. Exmoor og New Forest ponyer)		

Generelt anbefales der et lavere græsningstryk ved anvendelse af krondyr og andet hjortevildt i forhold til kvæg og heste, ligesom der foreligger en del undersøgelser, der beskriver en negativ effekt af hjortegræsning på artsrigdom af bundvegetation og underskov selv ved et moderat græsningstryk (Gill 2006 m.fl.). Jægersborg Dyrehave er et eksempel på en skov med meget høj biodiversitet trods det, at den har en flere århundrede år lang græsningshistorie med hjortevildt. Den nuværende sommer bestand er på

ca. 300 krondyr, 1.700 dådyr, 100 sikahjorte samt et lille antal rådyr fordelt på 950 ha (Christiansen 2019) svarende til ca. 115 kg dyr ha⁻¹. Dyrehaven hører til blandt en af de mest artsrige statsskove med et stort antal af truede og sjældne arter og som den lokalitet i Danmark, hvor der er registreret flest sjældne og hensynskrævende svampearter, eksempelvis egetunge og vokshatte (Buchwald & Heilmann-Clausen 2018).

Et lavt græsningstryk kan fremme forstyrrelsesfølsomme planter og dyr, f.eks. sommerfugle og andre insekter, der har behov for nektarplanter og rumlig struktur i vegetationen. Et vedvarende lavt græsningstryk kan dog betyde, at en del af plantevæksten ikke græsses i tilstrækkelig grad til at opretholde et græsningspræg med levesteder for lyskrævende arter og spiresteder for kimplanter, men gror til med konkurrencesterke planter på bekostning af artsdiversitet og antallet af nektarplanter (Tälle et al. 2015). Ved det lave græsningstryk vil en del af planterne forblive ugræssede og visne, væksten aftager og planternes næringsindhold reduceres (Gundersen & Buttenschøn 2005). Ved højt græsningstryk reduceres forskellen på effekten af forskellige dyrearters græsning gradvis (Steward & Pullin 2008). Nogle arter, der foretrakkes af dyrene, kan forsvinde og afløses af planter, der i højere grad vrages af dyrene (Armstrong et al. 2014; Myrsterud 2006), arter som blåbær og alm. gedeblad ædes f.eks. gerne og kan blive erstattet af græsser, der tåler et større græsningstryk (Kirby 2001). Andre arter som birk kan tåle et relativt højt bidtryk, afhængig af hvilken sæson bidpåvirkningen sker, med en generel større følsomhed overfor bidpåvirkning i sommerhalvåret (Hester et al. 2004). Kuijper et al. (2010) fandt som nævnt, at avnbøg tolerer græsning bedre end andre arter og derved forøger sin dominans (boks 3). Andre undersøgelser finder dog at hjortegræsning medfører en reduktion af avnbøg i alle de undersøgte felter i lighed med udviklingen i eg og pil (Tabel 5, Gill 2006). Tabel 10 indeholder et generaliseret bud på effekt af græsning ved forskellige græsningstryk.

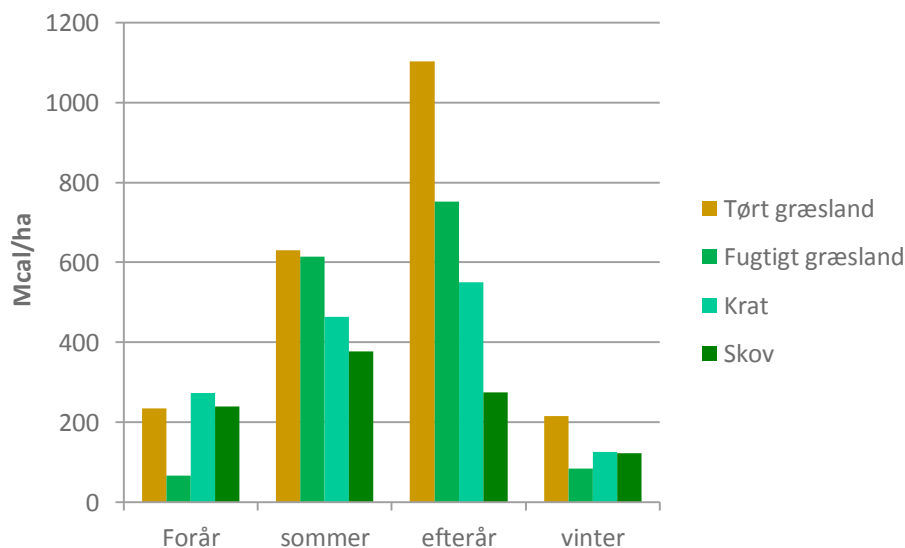
Tabel 10. Effekt af stigende græsningstryk på flora og fauna under skovgræsning (bearbejdet efter Mitchell & Kirby 1990).

Ingen græsning 						Meget højt græsningstryk
Træer og buske	Ingen regeneration på grund af konkurrence fra tæt bundvegetation og/eller mangel på lys	Etablering af regenerationsnicher	Tab af kimplanter. Skader på unge individer	Tab af unge individer. Stor mængde browsing på træer	Afbarkning af store træer. Tab af underskov	
Karplanter	Reduceret biodiversitet på grund af konkurrence fra hurtigtvoksende arter	Begrænsning af konkurrencesterke arter. Øget artsrigdom	Reduktion i vegetationsstruktur. Øgning af græsnings-tolerante arter	Tab af diversitet. Specielt af græsningsfølsomme arter	Tab af plantedække og skader pga. tramp. Bar jordoverflade	
Mosser og laver	Reduceret dækning og diversitet	Øget dække af mosser og laver voksende på jorden	Skader på arter voksende på jorden som følge af tramp		Tab af tørkefølsomme arter	Øgning af epifytiske laver knyttet til åbenland
Små pattedyr	Høj tæthed med få, dominerende arter	Øget diversitet som følge af øget variation i vegetationsstrukturen	Lavere populationsstørrelse som følge af mindre variation i vegetationsstrukturen		Reduktion af populationerne på grund af øget konkurrence om føden	Tab af diversitet. Dominans af åbenlandsarter
Fugle	Favoriserer fuglearter der hører til i tætte krat	Øget diversitet som følge af øget variation i vegetationsstrukturen	Øgning af arter der foretrakker begrænset kratdække	Tab af jordrugende arter på grund af mangel på skjul	Tab af arter afhængige af bærbærende buske	Reduktion i antal af rovfugle som er afhængige af små pattedyr
Invertebrater	Store populationer af phytofage insekter	Øget diversitet som følge af øget strukturindhold	Øgning af gødningsbiller og andre arter knyttet til gødning	Tab af skovarter		Øgning af åbenlandsarter

6. Skoven som græsgang

Bæreevnen afhænger af mængde og kvalitet af den tilgængelige plantebiomasse og dens fordeling hen over året (Buttenschøn 2014b). De enkelte områders bæreevne angiver mængden af foder i forhold til græsningsdyrenes behov og deres fødevalg. For at vurdere den reelle bæreevne som udtryk for, hvor mange dyr der kan være, er der andre forhold af betydning for dyrenes trivsel som f.eks. adgang til frisk drikkevand, læ og skjul, tørre liggepladser m.m., der bør indgå.

Der er generelt mindre planteføde tilgængeligt for græsningsdyrene i skovområder end på lysåbne naturtyper på tilsvarende jordbund, da en stor del af træers og buskes biomasse er uden for dyrenes rækkevidde (Figur 5). Tilgængeligheden af plantematerialet afhænger dels af dyrenes størrelse, deres evne til udvælgelse af føden og af indretning af deres fordøjelsessystem (Hofmann 1989) samt tillæring, dels af planterens næringsindhold og tilpasning til græsning. Elge kan f.eks. nå løvfoder højere oppe på træerne end krondyr, der kan nå højere end rådyr (Rafn et al. 2018). Får kan udvælge sig de mest næringsrige dele af planterne og græsse de nye spirer tæt på jordoverfladen og dermed få et mere næringsrigt udbytte af en næringsfattig græsgang end f.eks. kvæg (Grant et al. 1987). Heste kan kompensere for lavt næringsindhold ved at optage en større mængde føde og bedre klare sig på næringsfattige arealer end f.eks. kvæg (Janis 1976). Menard et al. (2002) fandt, at heste dagligt indtog 63 % mere føde end kvæg under samgræsning på strandeng/-sump i Camargue. Heste kan ligeledes græsse lavere plantevækst end kvæg, som foretrækker en græshøjde på 9 - 16 cm, og derved udkonkurrere kvæg ved knaphed på føde under samgræsning (Cornelissen & Vulink 2015).

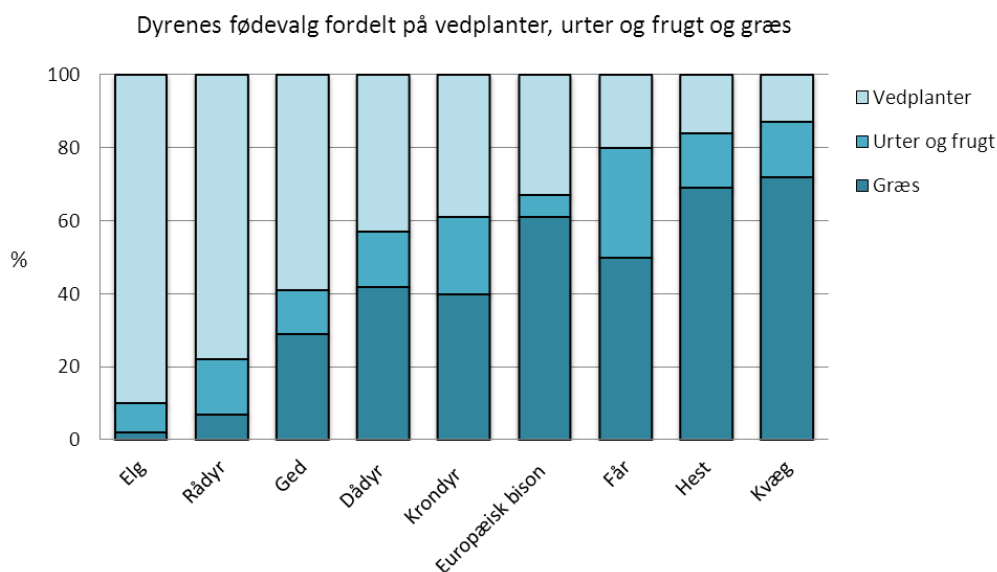


Figur 5. Eksempel (i en forenklet fremstilling) på fordeling af fordøjelig energi, der er tilgængelig for dyrene (højlandskvæg og shetlandsponyer), på forskellige naturtyper målt i perioden 2004-2005 i et kystlandskab "De Westhoek" natur reservat i Belgien (efter Ebrahimi et al. 2009).

6.1 Fødevalg

Græs og bredbladede urter udgør generelt en væsentlig del af føden hos då- og krondyr, bison, heste og kvæg, mens vedplanter udgør en mindre del (Figur 6), men med stor variation indenfor de enkelte dyrearter og plantearterne imellem afhængigt af fødeudbud og årstid. Undersøgelser af f.eks. krondyrs

fødevalg i Europa viser en meget stor variation, der illustrerer deres store evne til at tilpasse sig de lokale forhold (Gebert & Verheyden-Tixier 2001; Zweifel-Schielly et al. 2012). Græs og halvgræsser udgør dog en stor del af føden i stort set hele krondyret udbredelsesområder. Græs udgør ligeledes generelt en stor andel dådyrs føde (Buttenschön 2018; Chapman & Chapman 1977). Hjortevildtets fødevalg er ikke kun bestemt af deres præferencer, men også af hvor de kan græsse uforstyrret (Jeppesen 1987). Desuden spiller jordbund og bevoksningsstruktur en rolle. Planter der vokser på rimelig næringsrig bund ædes, mens de samme arter vrages, når de vokser på sur, næringsfattig bund. Lysstillede træer og buske bides hårdt, mens bidpåvirkningen aftager, når de samme arter står i tætte bevoksninger (Buttenschön 2008; Gill 2006).



Figur 6. Generaliseret figur over dyrenes fødevalg fordelt på vedplanter, urter og frugt og græs (Efter Van Dyne et al. 1980).

Græsning foregår i høj grad på græsdominerede arealer, i lysninger i skoven, langs skovbrynet og på tilgrænsende åbne arealer. I The New Forest bruger de fritgående heste og kvæg 50 % af deres tid på græsdominerede arealer, på trods af, at disse arealer kun udgør ca. 5 % af det totale tilgængelige græsningsareal på 20.000 ha (Pratt et al. 1989). Kvæget bruger 10 – 20 % af deres tid i skoven uden stor årstidsvariation, mens hestene forår og sommer søger ly i skoven om natten, mens de græsser i skoven en større del af døgnet om vinteren, hvor bl.a. kristtorn er et vigtigt fødeemne. I andre undersøgelser forbliver hestene i endnu højere grad på de åbne græsdominerede arealer. I én undersøgelse af effekt af græsning med kvæg og heste i skovlandskab brugte hestene slet ikke skoven mens undersøgelsen stod på (Van Uytvanck & Hofmann 2009).

Dyrene æder primært blade af løvtræer i sommerhalvåret. Pil, alm. røn, bævreasp, ask og eg er blandt de foretrukne, men stort set alle løvtræer bides. I undersøgelse af kvægs fødepræferencer over en treårig periode med helårsgræsning på Mols blev løv af bævreasp, alm. røn, øret pil og gråpil samt birk (primært dunbirk) især ædt lige efter løvspring og igen sensommer/efterår (Buttenschön & Buttenschön 1982). Cromsigt et al. (2018) undersøgte fødevalget ved helårsgræsning med bison, kvæg (højlandskvæg) og heste (konik og shetlands ponyer) i et delvis tilgroet klitområde i Holland (Boks 6). Her udgjorde vedplanter ca. 20

% af føden hos bison og kvæg, mens hestene stort set ikke åd vedplanter. Løvfoder blev især ædt sommer og efterår, mens bark og kviste blev ædt hhv. af bison og kvæg forår og vinter.

Boks 6. Fødevalg hos bison, højlandskvæg og konikheste i tilgroet klitområde Kraansvlak i Holland.



Kraansvlak 2017. Foto: Rita M. Buttenschøn

Fødevalget blev registreret gennem direkte observationer af dyrenes bid på vegetationen. Benved var det mest foretrukne træ hos bison (Cromsigt et al. 2018). Bison blev introduceret i en 220 ha stor indhegning i 2007. I 2017 var der ca. 20 bison sammen med et mindre antal kvæg og heste samt et vekslende antal dådyr.

Erfaringer fra bl.a. Lille Vildmose viser, at heste (bl.a. konikheste) kan æde en del vedplanter (Tabel 11). I The New Forest i England udgør kristtorn og tornblad en vigtig del af føden for deres New Forest ponyer om vinteren (Putman 2012). Desuden har der været flere studier der har rapporteret om heste der afbarker selv ret store træer (Keenan 1986; Kuiters et al. 2006). Det blev bl.a. også set i udpræget grad i 2018 på ahorn, løn og ask m.fl. i Trørød Kohave trods ganske få ugers sommergræsning med få heste og masser af græsvegetation, dvs. tilsyneladende ingen fødemangel (Buchwald 2019, pers. komm.). Men andre studier finder dog at hestene overhovedet ikke afbarkede træer og buske (Cromsigt et al. 2018; Gottlieb 2015).

Alle større græssende dyr kan potentielt afbarke træer og buske, selvom nogle arter generelt har større tilbøjelighed til det. De dyrearter der oftest rapporteres for at afbarke træer og buske er store browsere eller intermediære arter (bison, elg, rådyr, sika og dådyr (Figur 1)) (Gill 2006). Effekten af afbarkning kan potentielt være stor, og med større indvirkning end bid på blade og kviste, fordi det påvirker phloemtransporten i træet. Afbarkning kan således potentielt forringe væksten og resulterer i delvis eller total

kronedød. Især hvis barken fjernes fra hele træets omkreds er død normalt uundgåeligt. Men ofte vil dyrene dog kun fjerne bark fra en del af træets omkreds, hvilket betyder at træerne overlever og fortsætter væksten (Gill 2006). Afbarkningen kan dog ofte føre til dannelsen af dødt ved, udvikling af hulheder og andre mikrohabitater, til glæde for insekter, svampe mv..

Det er et velkendt fænomen at græssende dyr, der ellers ikke tidligere har afbarket træer og buske, pludseligt begynder på det (Gill 1992; Gill 2006; Kuiters et al. 2006; Keenan 1986). Her kan læring have en indvirkning på adfærden. Når først nogle individer begynder på det, vil sandsynligheden for gentagelse og tilegnelse af adfærden hos andre individer være stærkt forøget (Gill 1992; Kuiters et al. 2006). Der er flere faktorer der har indvirkning på sandsynligheden for at træer afbarkes. Specifikke morfologiske egenskaber, såsom barktykkelse, ruhed, mængden af sidegrene i dyrenes højde og lethedens hvormed barken fjernes, har alle været antydnet eller rapporteret som vigtige faktorer (Mitchell & Kirby 1990; Gill 1992; Gill 2006; Kuiters et al. 2006).

Afbarkning synes at foregå mest i vintermånederne i tempererede regioner, men der er en betydelig variation i dette mønster, og det kan forekomme på ethvert tidspunkt af året (Cromsigt et al. 2018; Gill 2006). Der er endda eksempler, hvor der er mere almindeligt om sommeren, og f.eks. afbarkes bøg hovedsageligt om sommeren, fordi barken lettere fjernes på denne tid af året (Gill 1992).

Blade af løvtræer har generelt et ret højt indhold af råprotein, makromineraler og andre næringsstoffer i sommerhalvåret med et samlet energiindhold, der periodisk kan være højere end energiindholdet i bundvegetationen. Eg (stilk- og vinter-eg) har således et relativt højt indhold af fordøjelig energi fra april til oktober, der ligger væsentligt over energiindholdet hos birk (dun- og vorte-birk) og bøg (Kramer et al. 2006), som er mindre attraktive (Tabel 11). Kvæg og hjortevildt kan dog bide hårdt på bøg og vedligeholde dem som lave, formklippede buske i årtier (Møller 2009). Bøgens kimplanter har et højt råprotein indhold og høj fordøjelighed i maj-juni, hvor især rådyr æder dem (Olesen et al. 2002).



*Barkskrælning fra elg i Melleområdet,
Fotos: Rita M. Buttenschøn*



Bøgetræer i Tofte Skov formklippede af krondyrenes bid.

Tabel 11. Uddrag af Tabel 5-2 fra Møller (2009), der viser vildt og husdyrs bid på vedplanter i Lille Vildmose baseret på observationer fra Søren Hansen, Poul Hald-Mortensen, Birgit Knudsen, Lars Møller-Nielsen, Uffe Gjøøl Sørensen og Peter Friis Møller. L=løv, K=knopper og kviste, B=bark.

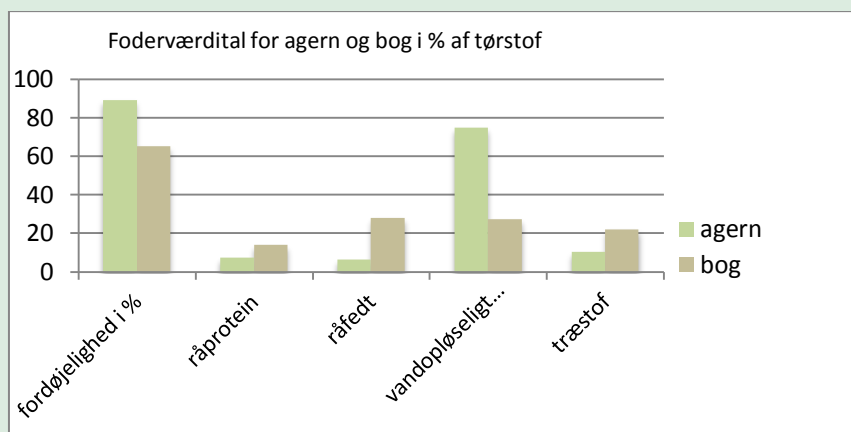
Art	Krondyr			Rådyr			Vildsvin			Kvæg			Heste		
	L	K	B	L	K	B	L	K	B	L	K	B	L	K	B
Ask															
Birk															
Bævreasp															
Bøg															
Eg															
El, rød-															
Fyr															
Gran, rød-															
Gran, sitka-															
Lind															
Røn, alm.															
Skov-æble															
Ahorn															
Hassel															
Hvidtjørn															
Hæg, alm.															
Kristtorn															
Kvalkved															
Pil															
Slåen															
Tørst															
Vedbend															
Gedeblad alm.															

Intet bid	
Lidt bid, dvs. observeret	
Meget bid	
Særdeles meget bid	

Løvfoder er generelt et mere stabilt foder end bundvegetationen, hvor f.eks. tørke om sommeren kan forårsage mangel på råprotein og energi. Nåletræer, især rødgran og enebær, bides primært om vinteren sammen med vintergrønne buske som kristtorn og vedbend. Sitka-gran bides af hjortevildt mens den har bløde, friske skud, men den samlede bidpåvirkning er meget begrænset. Bog, agern og andre frø er meget næringsrige og udgør et vigtigt supplement til føden om vinteren (Boks 7).

Boks 7. Olden udgør et vigtigt fodertilskud efterår og vinter

Bog og agern er et vigtigt fodertilskud især for vildsvin, men også for rådyr, krondyr samt for kvæg og bison (Briedermann 2009; Cromsigt et al. 2018). Bog og agern har et højt indhold af energi baseret på kulhydrater, råprotein og fedt, der kan kompensere for mangel på energiindhold i andre af vinterhalvårets fødeemner. Agern samt blade af eg har et højt indhold af tanniner specielt i umodne frø, som kan forårsage forgiftning af kvæg og hjortevildt. Bog indeholder ligeledes nogle ikke nærmere bestemte giftstoffer, der kan forårsage dødsfald hos heste og kvæg, hvis de indtages i for store mængder.



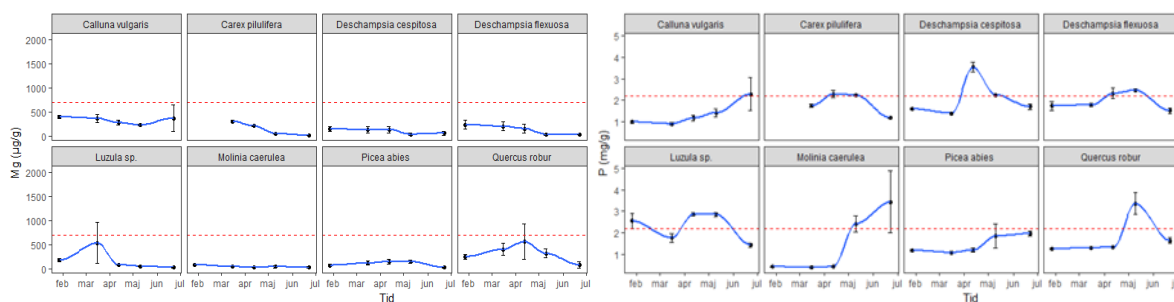
Foderværdi af agern og bog (Buttenschøn & Gottlieb 2017)

Der er stor variation i mængden af olden fra år til år. I en undersøgelse af effekten af klimaforhold på hyppigheden af oldenår i Sydsvenske bøgeskove var hyppighed af oldenår tildraget fra, at der tidligere var 4 til 6 år imellem til, at der nu over en 30 års periode kun var 2,5 år imellem (Övergaard et al. 2007). Bøgetræets maksimale frøproduktion er 18.000 bog ved maksimal kronedimension mens et enkelt egetræ kan producere op til 15.000 agern (Kramer et al. 2006). Den Ouden et al. (2004) fandt op til 60 agern m^{-2} svarende til 600 kg agern ha^{-1} . Den høje fordøjelighed i kombination med det høje energi indhold betyder, at 1 kg agern svarer til ca. 1,75 FE, mens 1 kg bog på grund af sit høje fedtindhold svarer til 2,25 FE.

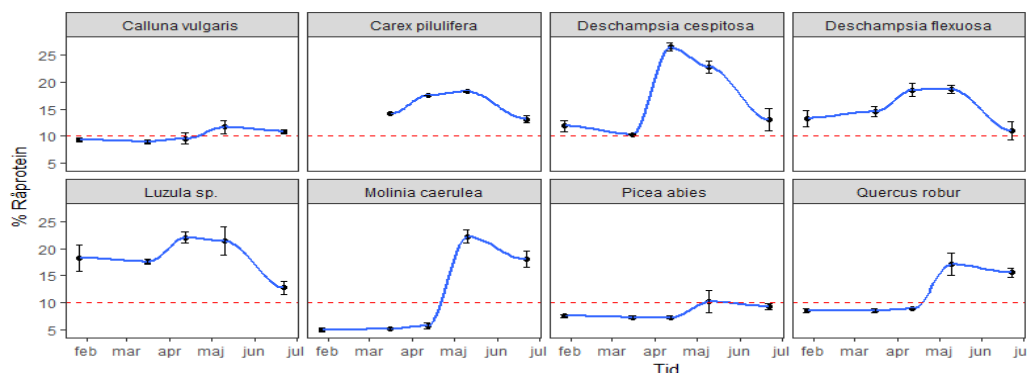
Ved helårsgræsning er det primært mængden af tilgængelig føde i vinterhalvåret, hvor kvantitet og kvalitet af plantebiomassen normalt er lavest, der bestemmer bæreevne (Gilhaus & Hölzel 2016; Gordon & Illius 1989). Mens vintergrønne arter som bølget bunke, hedelyng, blåbær, skovsyre og vedplanter som nåletræer, kristtorn og vedbend beholder et rimeligt næringsindhold hen over vinteren (Buttenschøn 2007; Hejcman et al. 2014) og kan udgøre en væsentlig del af den tilgængelige føde (Putman 1996a), er næringsindholdet i græsser og halvgræsser som bjerg-rørhvene, blåtop og alm. star, der visner om efteråret, meget lavt og helt utilstrækkeligt i forhold til dyrenes behov (Olsen (ed.) 1997). Dyrene kan hente nogle af makromineralerne fra olden og bark fra træer mv., men kan derudover ofte have behov for mineraltilskud med højt magnesiumindhold specielt på sur og næringsfattig bund (Figur 7a).

Analyse af planter, der ædes i vinterhalvåret, viser at indholdet af bl.a. fosfor og magnesium er under dyrenes behov hos flere arter (Figur 7a), mens råprotein indholdet var tilstrækkeligt i de fleste af de analyserede arter bortset fra blåtop og rødgran (Figur 7b). Bid på træer kan ændre løvets koncentration af

næringsstoffer, både øge og reducere koncentrationen, afhængigt af hvornår på året afbidningen foregår (Danell et al. 1994).



Figur 7a. Indhold af magnesium (Mg) og fosfor (P) i forhold til dyrenes behov i hedelyng (*Calluna vulgaris*), pille-star (*Carex pilulifera*), bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*), frytle (*Luzula sp.*), blåtop (*Molinia caerulea*), rødgran (*Picea abies*), stilk-eg (*Quercus robur*). Minimum behovet for Mg og P er angivet med rød linje (Buttenschøn & Gottlieb 2017).



Figur 7b. Indhold af % råprotein i forhold til dyrenes behov i hedelyng (*Calluna vulgaris*), pille-star (*Carex pilulifera*), bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*), frytle (*Luzula sp.*), blåtop (*Molinia caerulea*), rødgran (*Picea abies*), stilk-eg (*Quercus robur*). Som minimum for indhold af råprotein er her angivet 10 %. Værdien for vedligehold af drøvtyggere angives at ligge mellem 7- 8 %, men er ca. det dobbelte under vækst, drægtighed, diegivning, brunst m.m. (Wallmo et al. 1977).

Der er kun få undersøgelser af næringsindholdet om vinteren i vilde planter. De målte værdier i figur 7 er baseret på analyse af planteprøver sammensat af planter høstet forskellige områder i løbet af vinter og forår 2017 for at få et indtryk af næringsstofniveauet (Buttenschøn 2018), ligesom der generelt kun er få undersøgelser af biomasse kvantitet og kvalitet i vinterhalvåret/tidligt forår, hvor mængden af tilgængelig føde normalt er på sit laveste niveau.

En enkelt undersøgelse fra Nordtyskland (Gilhaus & Hölzel 2016) giver nogle tal fra naturområder med en mosaik af lysåbne naturtyper og skov på hhv. næringsrig og næringsfattig bund med helårsgræsning med heste og kvæg. Her var der stor årstidsvariation med en ca. fire gange så stor overjordisk biomasse om sommeren i forhold til om vinteren på den næringsrige bund. På næringsfattig bund var biomasse kvalitet og kvantitet generelt lavere end på næringsrig bund, og der var mindre variation hen over året både i kvalitet og kvantitet. Om vinteren var indholdet af K, Mg og P den begrænsende faktor i forhold til græsningsdyrenes behov. Gilhaus & Hölzel (2016) konkluderer, at bæreevnen på de næringsfattige jorder er tilstrækkelig for heste i helårsgræsning, men kan være utilstrækkelig for kvæg.

Græs er som nævnt et vigtigt foder året rundt (Figur 6) og kan udgøre omkring 80 % af det samlede fødeindtag hos heste, kvæg og bison (Cromsigt et al. 2018). Ved skovgræsning er der derfor behov for, at der indgår arealer med græs/urtevegetation, der kan forsyne dyrene med deres basale føde.

6.2 Arealstørrelse og fordeling af skov og lysåbne arealer

Der foreligger stort set ikke undersøgelser vedrørende optimale størrelse på græsningsareal i forhold til biodiversitet, eller hvordan fordelingen bør være mellem skov og åbne arealer. Et stort areal giver dels mulighed for et varieret udbud af føde, der kan dække dyrenes behov på forskellige årstider og dels en rumlig opdeling til brug for dyrenes forskellige former for aktiviteter. Det skaber større variation i græsningstryk og påvirkning fra dyrenes forskellige aktiviteter (Plachter & Hampdicke 2010).

En tysk undersøgelse af effekten af forskellige størrelser af indhegninger på aktivitetsmønstre hos kvæg viste, at kvæget brugte signifikant mere tid på græsning og bevægelse og var inaktive i mindre tid ved ophold i store indhegninger (50 ha) end i mindre indhegninger (Popp 2010). Fordelingen var på hhv. 57 %, 12 % og 31 % på græsning, bevægelse og inaktivitet i den store indhegning svarer nogenlunde til kvægs daglige aktivitetsmønster i The New Forest med en fordeling på 60 % græsning, 21 % bevægelse og 24 % inaktivitet i den ca. 20.000 ha store indhegning (Tubbs 2003). Bunchel-Drücke (2008) skriver, at naturnær græsning kan ske i indhegninger ned til 10 ha, men at 50 ha eller større er at foretrække.

Buse et al. (2015) fandt en tærskelværdi på 130 ha for rødlistede gødningsbiller i en omfattende undersøgelse af driftskontinuitet og foldstørrelse i forhold til gødningsfaunaen.

Det er vigtigt, at skovandelen ikke bliver for lille i forhold til det samlede græsningsareal. Dyrene græsser på de åbne arealer og bruger i vid udstrækning skoven som sove- og hvileplads. Det kan medføre at artsrigdom og vegetationsstruktur reduceres i skoven samtidig med at der sker en eutrofiering (Bokdam & Gleichman 2000).

Store arealer med en mosaik af skov og lysåbne arealer giver attraktive fouragerings- og opholdsarealer for fritstående vildt som supplement til de græsningsdyr, der er holdt bag hegn. I forhold til biodiversitet er der ligeledes god grund til at etablere samgræsning af områder, der rummer både skovbevoksede og lysåbne naturarealer, og som har en størrelse, der tillader udvikling af naturlig dynamik. En væsentlig del af skovarterne trives som tidligere nævnt bedst eller udelukkende i skovlysninger og/eller i gradvise overgange mellem skov og helt lysåbne biotoper (Buchwald & Heilmann-Clausen 2018; Eggers et al. 2010; Horák & Rébl 2013).

7. Helårsgræsning

Der er stor interesse for at anvende helårsgræsning uden tilskudsfodring til naturpleje for at genskabe og bevare værdifulde naturområder i Europa, og der er mange steder etableret eller ved at blive etableret græsning med hårdføre dyr, ofte som samgræsning med kvæg og heste (Loucougaray et al. 2004; Menard et al. 2002). Der er dog kun få undersøgelser, der dokumenterer langtidseffekten af helårsgræsning på naturindholdet (Cromsigt et al. 2018; Rupprecht et al. 2016; Van Uytvanck & Hoffmann 2009) og kun få danske eksempler på helårsgræsning uden tilskudsfodring. Ved vintergræsning/helårsgræsning gives der ofte fodertilskud typisk i form af wrap og eller hø bl.a. for at leve op til regler om dyrevelfærd.

Kontinuerlig ekstensiv (dvs. uden tilskudsfodring) helårsgræsning med flere slags dyr, hvor græsningstrykket varierer over rum og tid, giver dyrene mulighed for at udvikle en naturlig adfærd og anses for at være en velegnet metode til forvaltning af naturkvaliteten i skovlandskaber (Hodder et al. 2005; Mountford & Peterken 2003; Møller et al. 2018).

Ekstensiv græsning indebærer, at græsningstrykket er afpasset efter den aktuelle bæreevne uden behov for supplerende fodring undtagen i særlige situationer som f.eks. ved tykt snedække eller andre ekstreme vejsituationer. Det betyder, at græsningstrykket er lavt i sommerhalvåret i forhold til den tilgængelige plantevækst, men relativt højt i vinterhalvåret undtagen på meget næringsfattig bund, hvor der ikke er stor forskel på mængde og kvalitet af det tilgængelige plantefoder hen over året (Gilhaus & Hölzel 2016). Det giver mulighed for en rig blomstring og frøsætning til gavn for insekter m.fl. og en stor variation i græsningstrykket med overgangzoner mellem græssede og stort set ugræssede områder. Der giver refugier for invertebrater, der kræver lys, men som er følsomme overfor forstyrrelser (Van Klink et al. 2016).

Det kan også som nævnt indebære en øget tilgroning med grove græsser og med træer og buske, der på sigt kan udkonkurrere en del af de blomstrende urter, specielt på jorder uden naturlig hydrologi og med relativt højt næringsstofniveau.

Fordele ved helårsgræsning:

- Årstidsbestemte variationer i dyrenes valg af habitat og føde bevirker, at der sker en mere heterogen afgræsning og udvikling af større strukturmæssig variation ved helårsgræsning end ved sæsongræsning.
- Et lavt græsningstryk i sommerhalvåret giver mulighed for større blomsterrigdom og frøsætning til gavn for f.eks. sommerfugle, vilde bier og andre insektgrupper, der har behov for nektarplanter, samt for frøspredningen.
- Når væksten starter om foråret, er plantevæksten på foretrukne arealer græsset i bund således, at der er tilstrækkeligt lys og frøbede til at nye planter kan spire frem og solopvarmede pletter med bar jord til gavn for varmekrævende dyr.
- Ved græsning året rundt øges spredningen af frø fra planter, der modner sent og/eller som kun ædes om vinteren.
- Dyrenes tilstedeværelse betyder, at der er friske ekskrementer året rundt til gavn for gødningsbiller og andre gødningstilknyttede dyregrupper og svampe. Gødningsfaunaen er vigtige fødeemner for f.eks. stære og mange andre fuglearter og for andre insektædende dyr fra humlerovbille til grævling og ræve (Brøndum & Brandtoft 2018; Lobo et al. 2006). Derudover har gødningsfaunaen betydning for næringsstofomsætning, iltning af jorden, sekundær frøspredning og parasitkontrol (Nichols et al, 2008).

Ulemper ved helårsgræsning:

- Kvantiteten og kvaliteten af plantebiomasse og dermed bæreevnen er væsentlig lavere om vinteren end i vækstsæsonen (Buttenschön & Gottlieb 2017; Gilhaus & Hölzel 2016; Gordon & Illius 1989). Ved et græsningstryk bestemt af den lave bæreevne om vinteren kan der ske en utilstrækkelig afgræsning i vækstsæsonen, der medfører, at grove konkurrence-stærke græsser og halvgræsser samt træer og buske breder sig på bekostning af en mere artsrig vegetation.
- Dyrenes færdsel kan medføre en voldsom optrampning af følsomme biotoper i perioder, hvor jordbunden er vandmættet.
- Der fjernes mindre kvælstof ved helårsgræsning end ved sommergræsning. Den tilgængelige foder mængde og koncentrationen af næringsstoffer er størst om sommeren, derfor har sommergræsning det største potentiale til N-fjernelse. Fjernelse af næringsstoffer er ofte nødvendig for at opnå og vedligeholde et naturligt lavt næringsstofniveau (Schmidt & Gundersen 2017).
- Dyreværnsloven (<https://www.retsinformation.dk/Forms/r0710.aspx?id=197059>) stiller særlige krav ved vintergræsning, der f.eks. kan medføre krav om læskur.

Boks 8. Helårsgræsning i Hellebæk Kohave

Hellebæk Kohave har været græsses med kvæg siden 2003, i begyndelsen som sommergræsning med kvier, men de seneste år med helårsgræsning. Det indhegnede område består af løvskov domineret af bøg og åbne græsarealer under udvikling mod overdrev.



Foto: Lasse Gottlieb

Effekten af græsning på naturlig foryngelse af løvskoven og på artsrigdom undersøges i et projekt vedrørende skovgræsning som udføres af IGN, Københavns Universitet. Projektet omfatter ligeledes en undersøgelse af effekten af helårsgræsning på blomstrende nektarplanter på de lysåbne arealer sammen med undersøgelse af effekten af afbrænding i kombination med græsning på græsdomineret vegetation.

7.1 Effekt af tilskudsfodring

Der er en række negative effekter forbundet med tildeling af fodertilskud. Mange naturområder er truet af eutrofiering. For at opnå en god naturtilstand, er der de fleste steder behov for at der fjernes næringsstoffer (Schmidt & Gundersen 2017). Hvis der gives tilskudsfodring eller skoven græsses i sammenhæng med gødskede græsarealer kan græsningen resultere i et samlet tilskud af næringsstoffer til arealet (Takala et al. 2015; van Dobben et al., 2014). Tilskudsfodring kan således både have en effekt i forhold til naturtilstand og i forhold til dyrene. Ud over at reducere mængden af foder, som dyrene selv skal finde i naturen, har tilskudsfoderet også betydning for deres fødevalg og sociale struktur:

- Kan give et næringstilskud til området medmindre tilskudsfoderet baseres på hø, der høstes på arealet og anvendes til supplering af, hvad dyrene kan finde på arealerne om vinteren.
- Det får dyrene til at samles omkring fodringsstederne og kan medføre en øget aggressivitet dyrene imellem, hvor de stærke dyr monopoliserer føden på bekostning af de mere svage dyr, som måske har mest brug for den.
- Samling omkring fodersteder kan øge parasittrykket.
- Samling omkring foderstedet medfører ofte optrådt bund og skader på vegetation og flora mv omkring fodringsstedet.
- Tilskudsfoder med højt indhold af kulhydrater med lavt strukturindhold kan medføre en dødelig forsurelse af vommen hos drøvtyggere.
- Hø og andre former for tilskudsfodring kan betyde, at dyrene vrager de grove vækster og dermed bliver mindre effektive til at "rydde op" og vedligeholde gode græsgange.

Milner et al. (2014) og Putman & Staines (2004) gennemgår de overvejende negative effekter af tilskudsfodring. ICMO2 (2010) fraråder at anvende tilskudsfodring som krisehjælp i ekstreme situationer i det hollandske græsningsprojekt Oostervardersplassen under henvisning til, at det normalt er for sent til at være effektivt. Dyrene har opbrugt deres fedtreserver og er nået et stadie, hvor de tærer på deres proteiner. Det er ofte en irreversibel proces, der ikke ændres af et fodertilskud. Selv inden dette stadie har de vilde drøvtyggere en årstidsbestemt variation i deres vomstruktur og sammensætning af mikrofloraen, hvilket er en tilpasning til træstofindholdet i plantevæksten. Dyrene er derfor uegnet til at omsætte tilskudsfoder med lavt træstofindhold om vinteren (ICMO2, 2010, Putman & Staines 2004).

Groot Bruinderink et al. (2000) har undersøgt effekten af ophørt tilskudsfodring for vildsvin og krondyr over en 10-årig periode i Veluwe – et 80.000 ha stort område overvejende på næringsfattig jordbund bestående af skove, heder og indlandsklitter. Der var ingen ændring af vækstrate eller kropsvægt, og krondyrene havde uændret reproduktionsrate mens den hos vildsvinene afhang af mængden af olden. Der var mangel på nogle makromineraler, specielt calcium, fosfor og natrium, der gav sig udslag i mindre indhold af Calcium og fosfor i knogler hos krondyrene.

Tilskudsfodring har betydning for dyrenes fødevalg. En DNA undersøgelse fra Polen af bisons fødevalg med og uden tilskudsfodring viser, at bison uden fodring åd flere vedplanter, 65 % af den samlede føde, mod 16 % ved intensiv fodring. De foretrukne træer var dun- og vortebirk, avnbøg, hassel og arter af pil (Kowalczyk

et al. 2011). Tilskudsfodring af elge for at beskytte skoven førte til det modsatte resultat, at elgene bed hårdere på træerne (Fenton et al. 2017). Tilførsel af let nedbrydelige kulhydrater i tilskudsfoderet gav elgene behov for at supplere kosten med et mere strukturrigt foder som bark og kviste. Praktiske erfaringer fra Mols, hvor skovkvæg i en forsøgsperiode fik adgang til valle som væskeforsyning, var at dyrene åd væsentlig mere vedholdig plantevækst. Valles indhold af bl.a. mælkesukker betyder dog, at det er uegnet som tilskud til drøvtyggere.

8. Egnede græsningsdyr

For husdyr gælder generelt, at jo mindre forædlede racerne er, des mere robuste er de og i stand til at klare sig på marginale græsningsarealer (Naturstyrelsen 2016 a og b). Der kan dog være meget stor forskel i hårdførhed inden for de enkelte racer, afhængigt af hvad dyrene er vænnet til.

Ved valg af dyr er det vigtigt at holde sig de forskellige dyrearters og -raceres egenskaber for øje, men det er også vigtigt at vælge robuste dyr, der er vænnet til typen af græsningsareal. Tilvænnningen har betydning for dyrenes udnyttelse af de tilstedeværende foderressourcer og deres trivsel på arealerne. Hos ammekvæg lærer kalvene af deres mødre, hvilke plantearter de kan æde, hvordan de skal indtages, samt hvilke arter de skal undgå. Desuden er kalve, der er vokset op på græsningsarealerne, mere robuste over for indvoldsparasitter. De har dels modtaget antistoffer i råmælken, og de er dels gradvis blevet immune over for sygdomme fremkaldt af parasitterne gennem en kontinuerlig kontakt med smitstoffet.

Kvier, ungtyre og stude af malkekvægsracer er normalt højest på græs i en eller to sæsoner. De har ikke samme mulighed for at vænne sig til græsgangen som dyr, der er vokset op på arealerne. Det kan dog afhjælpes ved at sætte dem ud sammen med et par ældre, erfarne dyr.

8.1 Indvoldsparasitter samt bidende og stikkende dyr m.fl.

På fugtige arealer med læ og høj luftfugtighed kan indvoldsparasitter og andre sygdomsfremkaldende organismer give problemer trods en lav tæthed af dyr. Lungeorm og ikter har f.eks. været et problem for bison ved Randers Fjord og på Bornholm (Buchmann et al. 2014). Enkelte parasitter kan optræde hos forskellige drøvtyggere, men de fleste parasitter er artsspecifikke. Drøvtyggerne deler ikke parasitter med heste. I forhold til parasitbelastningen er det derfor en fordel at have samgræsning med forskellige dyrearter. Forebyggende behandlinger med Ivermectin produkter bør undgås af hensyn til deres negative effekt på gødningsbiller og andre organismer knyttet til dyreekskrementer. Den skadelige effekt af præparaterne kan holde sig i ugevis, særligt hvis de tildeles via en vompatron, der gradvis frigiver præparatet i maven på dyret (Lobo et al. 2006; Verdú, et al. 2018; Webb 2010).

Mens indvoldsparasitterne selv forårsager sygdom, er fluer, myg og skovflåt vektorer for smitstoffer, men store flokke af stikfluer og myg kan i sig selv være en belastning. Der er forskel på dyrs tolerance overfor fluer og myg, og generelt har kødkvæg f.eks. en højere tolerance end malkekvæg (Nielsen 1988, 2001). Skovflåtbårne sygdomme er især et problem i forbindelse med skovgræsning. Skov og krat kan have en stor tæthed af skovflåt, der kan være inficeret med forskellige sygdomsfremkaldende organismer som protozoen *Piroplasma bovis*, der forårsager babesiose hos kvæg samt bakterien *Ehrlichia phagocytophila*, som er årsag til "Tick borne fever", der kan angribe kvæg, får, geder og rådyr. Som for de øvrige nævnte sygdomme gælder, at der skal ske en gradvis tilvænnning ved udsætning af nye dyr i områder med en høj belastning af sygdomsfremkaldende organismer.

8.2 De forskellige græsningsdyr

Kvæg er det meste anvendte husdyr i skovlandskaber med galloway, skotsk højlandskvæg og dexter som de mest almindelige racer. Heste, primært exmoor ponyer, konikheste og islandske heste anvendes i stigende grad, mens geder og får kun anvendes få steder, hvor der indgår skov i græsningsarealet. Desuden indgår

der græsning af hjortevildt på de fleste arealer fra fritstående dyr og nogle steder under hegn. Tabel 14. indeholder eksempler på samgræsning med flere dyrearter.

Tabel 12. Husdyr

	Egnethed og effekt	Bemærkninger
Kvæg	Egnet på de fleste naturtyper både på tør og våd bund. Foretrækker neutralt smagende græsser frem for urter. Æder en del grov plantevækst og undgår at græsse omkring kokasser. Resultater i en artsrig plantevækst med mange bredbladede urter og stor strukturmæssig variation.	Vedplanter græsses kun i begrænset mængde. Indvoldsparasitter kan være et problem på vådbundsarealer.
Heste	Egnet på de fleste naturtyper. Er mere selektive end kvæg, foretrækker græsser, vælger nogle urter og vrager mange andre. Resultater ligesom kvæg i en artsrig plantevækst med stor strukturmæssig variation, men i en mere grovmasket mosaik. Vedligeholder foretrukne græsningsarealer med lav, frisk plantevækst, mens andre arealer kun græsses lidt eller helt undgås.	Kan omsætte en mere grov plantevækst end kvæg og får, og klarer sig ved at øge foder-optaget. Indvoldsparasitter kan være et problem på vådbundsarealer. Er relativ følsomme overfor giftige planter og mere udsat for forgiftning end drøvtyggerne. Især beskoede heste kan give et stort slid.
Får	Egnet på tørre, næringsfattige naturtyper, men bortset fra marskfåret mindre egnet på vådbund. Kan græsse friske spirer tæt på jordoverfladen og dermed "skumme" den mest næringsrige del af plantevæksten. Foretrækker en lang række bredbladede urter og æder knopper og blomster mens grov og vissen plantevækst vrages. Æder en del vedplanter og kan hæmme tilgroning af rynket rose og andre invasive arter.	Resultater generelt i en mere artsfattig vegetation end kvæg og heste med færre nektarplanter og levesteder for sommerfugle og andre insekter. Giver mindre forstyrrelse af ynglende engfugle end kvæg og heste. Hunde, og nu også ulve, kan give problemer. Samgræsning med nogle få æsler og lamaer anbefales som værn mod ulve (https://naturguide.dk/aesler-beskytter-faar-mod-ulve/).
Geder	Egnet på tilgroede naturtyper på tør bund og er en effektiv kratrydder. Er topgræsser, foretrækker vedplanter og høje urter frem for græs. Æder ikke bredblade urter og deres blomster i samme omfang som får, og resulterer i en mere artsrig vegetation.	Er generelt selvstændige og stærke og mindre sårbare over for hunde end får. Færdes meget samlet i flok og kan give slidskader i sårbare områder. Har lav resistens overfor indvoldsparasitter. Er mindre robuste i forhold til vejrlig, specielt vådt vejr, end får.
Samgræsning	Samgræsning med kvæg og heste kan udvikle artsrigt græsland med en varieret vegetationsstruktur. Kvæg og får græsser omkring hestenes latriner og hindrer, at der opstår større områder med kvælstofyndende planter (Loucougaray m.fl. 2003). Samgræsning med kvæg og/eller heste samt en mindre andel geder hæmmer tilgroning med træer og buske, f.eks. gyvel.	Samgræsning kan reducere parasittrykket. Får og geder har dog fælles parasitter og samgræsning kan belaste de mere parasitfølsomme geder. Geder græsser ikke som kvæg og får tæt på hestenes latriner, men efterlader dem ugræssede.

Der er en stigende interesse for at anvende dedomesticerede dyr som vildheste og hechkvæg eller vilde dyr i naturplejen, enten hjemmehørende hjortevildt eller reintroducerede dyr som bison og elg (Bunzel-Drücke et al. 2008). Frie græsningsformer i større skovlandskaber giver mulighed for en mere naturlig dynamik mellem åbne arealer og arealer med tilgroning og skovudvikling end en målrettet husdyrgræsning, der har til formål at fastholde en bestemt naturtilstand (Wallis de Vries 1995). Et dynamisk landskab, der rummer en mosaik af forskellige nicher, tilgodeser mange arter, herunder arter, der er lyskrævende, men som er følsomme overfor en mere konstant græsningspåvirkning.

Tabel 13. Vilde dyr og dedomesticerede husdyr. Vilde dyr må ikke indhegnes og anvendes til skovgræsning iht. Skovloven, men kræver særlige tilladelser til opretning af dyrehave, der skal have biodiversitet som formål (<https://mst.dk/erhverv/skovbrug/lovgivning/vejledning-om-skovloven/8/#5.1.2Dyrehaver>).

Dyreart	Egnethed og effekt	Bemærkninger
Bison	Egnet i skovlandskaber med skovenge og andre lysåbne græsningsarealer. Æder fortrinsvis græs inklusivt grove græsser som bjerg-rørhvene og et bredt spektrum af bredbladede urter. De bider træer og buske og skræller bark.	Er mere følsomme overfor parasitter og ikke så egnede på vådbund.
Dådyr	Egnet i varierede skovlandskaber. Græs udgør hovedparten af deres føde. De kan æde en del grove græsser. Bider løvtræer og er med til at holde skovenge og moser åbne.	Der er en stigende bestand af fritstående dådyr mange steder i Danmark. Er mere følsom end krondyr overfor parasitter og ikke så egnede på vådbund.
Krondyr	Egnet i varierede skovlandskaber, i klit- og hedelandskaber og landskaber med store vådområder. Græs udgør hovedparten af deres føde. De kan æde en del grove græsser og give plads til en mere varieret plante-vækst. Bider løvtræer og er med til at holde skovenge og moser åbne.	Krondyrene er ligesom dådyrene under spredning flere steder i Danmark. De kan optræde i meget store rudler, der kan give store markskader. De skræller bark af rødgran og løvtræer i højere grad end dådyr.
Elg	Egnet i store skovlandskaber med vådområder og heder. De er udprægede browsere med vedplanter som pil, alm. røn og bævreasp og fyr som foretrukne arter. Æder desuden gerne, dværgbuske og birk og forsinker tilgroning af skovenge og –moser.	Har behov for skygge, specielt om sommeren. De foretrækker kølige, våde somre.
Muflon	Der foreligger stort set ingen beskrivelser af fødevalg og effekt på vegetation. Formentlig ligner muflonerne mest primitive fåreracer i fødevalg og hårdførhed.	Der er fritstående mufloner bl.a. på Vejrø, Hjelm og Æbleø. På Æbleø er der i 2019 en meget lille bestand af mufloner (ca. 20) i forhold store flokke af dådyr. Bestanden på Vejrø er pt. tilsvarende svundet ind af ukendte årsager.
Taurus- og Heckkvæg	Egnet på åbne naturtyper og i skovlandskaber. Har samme effekt som andre kvægracer. Øremærke- og andre krav, samt potentiel aggressivitet kan gøre dem mindre egnede end f.eks. hjorte og heste på arealer med publikumsadgang.	Har husdyr status. Taurus- og Heckkvæg er krydsninger sammensat af mange kvægracer i forsøg på at fremavle kvæg, der ligner uroksen. Der er en besætning af Tauruskvæg i Lille Vildmose og på klithede ved Jammerbugt.
Vandbøffel	Egnet på vådbundsarealer, hvor deres oprodning kan reducere dominerende plantearter. Der foreligger meget lidt viden om deres naturpleje effekt.	Husdyr status. Er ikke så klimatolerante og formentlig ikke egnet til helårsgræsning.
Vildsvin	Egnede i skovlandskaber og andre mosaiklandskaber. Positiv effekt på selvforyngelse af bøg mv. og de kan begrænse udbredelsen af grove græsser og give plads til en mere artsrig plantevækst.	Altædende, men plantemateriale udgør mellem 80 og 90 % af deres føde. Uønskede som fritgående i Danmark pga. risiko for svinepest og konfrontationer med publikum i bynære skove.
Exmoor ponyer	Primitiv, hårdfør pony, der er egnet på de fleste naturtyper både på tør og våd bund.	Engelsk vildhest, vildtlevende på udstrakte hede områder i det sydvestlige England. Indført til Tærø, hvor flokken har lavet vildt siden 1964. Introduceret på Langeland i 2006 og på Mols i 2016.
Konik heste	Primitiv, hårdfør pony, der er egnet på de fleste naturtyper både på tør og våd bund.	Dedomesticeret lille hesterace fremavlet, så den i dag ligner den oprindelige vildhest tarpanen, der uddøde omkring år 1900. Konikheste findes i flere europæiske naturreservater og er fritlevende i skovområder mellem Polen og Hviderusland. Den er bl.a. introduceret i Bøtøskoven.

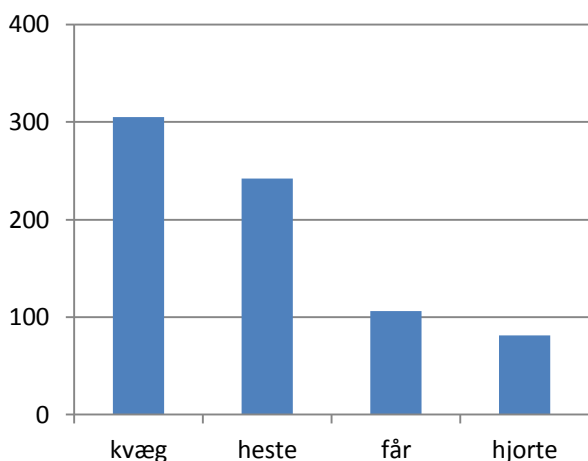
Rådyrs sociale struktur betyder, at de ikke er egnede til at holdes under hegn, men de er til stede i de fleste skove. De har i forhold til deres størrelse og sociale adfærd en betydelig effekt på selvforyngelse især af løvtræer. De kan ligeledes lokalt have stor effekt på udbredelse og evt. overlevelse af plantearter, som de har fået en særlig smag for.

8.3 Samgræsning i forhold til plejeeffekt

Ved samgræsning med forskellige arter af dyr kan forskelle i de enkelte dyrearters græsningsmønstre fremme en dynamisk udvikling (Kirby 2001; Mountford & Peterken 2003). Historisk har der været en meget lang periode, hvor skovlandskaber har været under græsning af forskellige store vilde græssere, der gradvis blev afløst af en blanding af husdyr, indtil skovloven forbød græsning i skov. I nutidens intensive og stærkt specialiserede landbrug har der ofte kun været interesse for græsning af naturarealer med en art af græsningsdyr. Der er derfor begrænsede erfaringer med og dokumentation af den naturplejemæssige effekt af samgræsning med forskellige græsningsdyr under hegn.

Der vil være en vekslende grad af konkurrence mellem forskellige dyrearter, men også en synergieffekt eller en mere ensidig gavnlig effekt (Putman 1996a). Gordon (1988) fandt, at græsning med kvæg på blåtopdominerede enge resulterede i mere plantebiomasse og mere tilgængeligt grønt græs om foråret end på tilsvarende ugræssede arealer, hvilket var til gavn for kronvildt. De krondyr, der græssede sammen med kvæg, fik et større antal kalve end de krondyr, der græssede udenfor de kvæggræssede områder. En undersøgelse af fødevalg hos hhv. kvæg, krondyr og rådyr, der udnyttede de samme græsdominerede arealer på St. Hjøllund, viste ligeledes, at kvæget åd mere høj og grov plantevækst og resulterede i en øget mængde af friske plantevækst for vildtet (Buttenschøn et al. 2009). Kuiters et al. (2005) fandt ligeledes en synergieffekt mellem kvæg og krondyr og ligeledes i nogen grad mellem kvæg og vildsvin men også, at der afhængigt af årstiden var konkurrence om ressourcerne ved helårsgræsning i et hollandsk skovlandskab.

Ved samgræsning sker der en større spredning af flere forskellige arter af frø. Dyrenes forskellige fødepræferencer og forskellig grad af findeling af føden betyder, at der er forskel på hvilke arter, der spredes med de forskellige dyrearter. Dyrene supplerer således hinanden som vektorer for frøspredning (Cosyns et al., 2005; Jaroszewicz et al. 2013; Piroznikow & Sondej 2013).



Figur 8. Antal af invertebrater registreret i ekskrementer fra forskellige dyr i England (Skidmore 1991).



Kokasse med et mylder af biller
Foto: Lasse Gottlieb.

En del af de gødningstilknyttede dyr og svampe er artsspecifikke (Figur 8), samgræsning er derfor med til at skabe flere levesteder for disse organismer (Møholt 2016; Skidmore 1991). Samgræsning med drøvtyggere og heste kan desuden som nævnt reducere parasittrykket, da indvoldsparasitterne ikke deles af enmavede dyr og drøvtyggere.

Tabel 14. Eksempler på samgræsning under hegn.

Lokalitet	Areal ha	Antal dyr	Naturtyper	Bemærkninger
Molslaboratoriet (Boks 9)	120	Ca. 60 fordelt på exmoor ponyer og galloway kvæg.	Mosaik af tørre overdrevsbakker, kær, enge, græsarealer, sandmarker, egekrat og bøgeskov.	Helårsgræsning uden tilskudsfodring. De lysåbne arealer har været græsset siden 1970'erne med galloway kvæg.
Bøtø Nor	110	12 konik heste sat ud nov. 2017 og kvæg.	Nåleplantage delvis under afdrift og konvertering mod løvkrat og lysåbnearealer.	Helårsgræsning uden tilskudsfodring. Bøtø Skov (https://ddnf.dk).
Øvelsesterræn Næstved	150	Ca. 60 Galloway kvæg og 12 exmoor ponyer.	Overdrev, slette, vådområder med løvtræskrat.	Græsset siden 2015.
Øvelsesterræn Kulsbjerg	490	Ca. 150 + kalve Galloway kvæg.	Overdrev, slette, moser, søer og løvskov.	Pt. kun afgræsning med galloway. Græsset siden 2017.
Hjortholm	90	Gutefår og højlandskvæg.	Strandenge, overdrev under tilgroning med slåen og tjørn samt gammel løvskov.	Helårsgræsning uden tilskudsfodring. Øen har stort set været græsset siden 1200 tallet med vekslende sammensætning af dyr; heste, kvæg og får.
Mellemområdet Lille Vildmose	2100	Ca. 20 elge, 60 krondyr, 100 rådyr.	Højmose, kær, søer og kanaler, elleskov og birkekrat, enge og græsarealer.	Græsning uden tilskudsfodring med elg og krondyr, introduceret i 2016. Græsarealer sommergræsses af kvæg og heste under hegn.
Tofte Skov	3744	Ca. 400 krondyr, 100 rådyr og 150 vildsvin.	Højmose, blåtopkær, ellesump, gammel løvskov med eg og bøg, birkekrat, nåleplantage, slette og klit.	Tilskudsfoder udgør op mod 40 % af dyrenes fødebehov om vinteren, fodring ophører vinteren 2019/20. (Buttenschøn & Gottlieb 2017).
Geding-Kasted Mose v. Århus	62	Ca. 4 vandbøfler, 20 galloway kvæg, 6 konikheste.	Mose og eng.	Rewilding projekt i Århus Kommune. Kvæget blev introduceret i 2015, vandbøflerne og heste i 2017.
Klelund Dyrehave	1400	300-400 Krondyr, 100 rådyr, 24 vildsvin.	Nåletræsplantage under konvertering til bl.a. lysåbne natur, løvskov, heder, klit og kær.	Indhegningen blev etableret med krondyr i 2010 (Fløjgaard et al. 2017). Vildsvinene blev sat ud i 2016.
Saksfjed-Hyllekrog	115	18 exmoor ponyer, 30 kvæg og 200 dådyr.	Våd eng og blandet løvskov.	Helårsgræsning uden tilskudsfodring. (www.fugleværnsfonden.dk)



I Mellemområdet er der samgræsning med bl.a. elge og krondyr. Foto: Willy Sørensen

9. Anbefalinger for skovgræsning som virkemiddel til at sikre og forbedre skovlandskabets biodiversitet

Skovgræsning kan tilrettelægges efter to hovedprincipper; enten som "vildgræsning", hvor dyrene selv finder det græsningstryk, som området kan bære eller "styret græsning", hvor dyr og græsningstryk vælges og styres ud fra specifikke mål med græsningen, men med overgangsformer fra næsten vildgræsning til mere eller mindre styret græsning.

Vildgræsning praktiseres i stigende grad mange steder i Europa bl.a. inspireret af græsning med konikheste, heckkvæg og krondyr i Ostvaarderplassen i Holland – iværksat af Franz Vera i 1980'erne (Vulink & Van Eerden 1998). Ved principperne for vildgræsning er dyrene ressource-begrænsede, hvilket kan føre til at græsningstrykket varierer fra år til år. Græsningsdyrene formerer sig og danner familiegupper uden indblanding. Dyrene er på græs året rundt uden tilskudsfodring. For at undgå at dyrene lider en langsom sultedød, fjernes dyr, der er ved at sulte ihjel. Der udføres ikke supplerende naturpleje. De naturlige processer får lov til at fungere, åbne arealer kan gro til og nye lysninger opstå i skov.

Boks 9. Vildgræsning på Molslaboratoriet



Vildgræsning praktiseres bl.a. på Molslaboratoriet, under Naturhistorisk Museum i Århus i græsningsforsøg med vildheste (exmoor ponyer) og galloway kvæg.

I efteråret 2016 blev der udsat 12 exmoor ponyer og 13 stk. kvæg i en ca. 120 ha stor indhegning. I 2019 er den samlede flok vokset til ca. 60 dyr. Indhegningen rummer en mosaik af åbne naturarealer, overdrev, hede, enge og kær, samt egekrat og bøgeskov.

Dyrenes tilstand og effekt af græsningen på vegetation og dyreliv monitoreres løbende (<https://www.naturhistoriskmuseum.dk/molslaboratoriet/rewilding-p%C3%A5-molslaboratoriet/mere-information-om-projektet>).

Foto: Rita M. Buttenschøn

Store græsningsarealer anbefales generelt ved helårsgræsning. Store arealer giver mulighed for et varieret udbud af fødeemner, der dækker dyrenes behov året rundt, og som har tilstrækkelig bærekapacitet til, at der kan opstå og vedligeholdes en naturlig social adfærd med dannelse af flokstrukturer mv. De giver ligeledes plads til en rumlig opdeling af arealet til brug for dyrenes forskellige aktiviteter; græsning, færdsel,

hvile, deponering af ekskrementer, sandbadning mv. Tilstrækkelig rummelighed giver mulighed for en stor variation i græsningstryk og øvrige aktiviteter til gavn for biodiversitet (Plachter & Hampdicke 2010).

Der er ikke en evidensbaseret viden, der fortæller hvor stor en indhegning skal være for at der kan etableres vildgræsning med en optimal udvikling af biodiversitet. Den nødvendige størrelse vil variere afhængt af jordbunds- og vegetationstilstand samt af sammensætning af græsningsdyr og det overordnede mål for græsningen mm. Flere af de danske eksempler på vildgræsning er baseret på indhegninger på mellem 100 til 150 ha (Molslaboratoriet (boks 9), Saksfjed-Hyllekrog (Fugleværnsfonden), Bøtø Nor, og Basballe (Den Danske Naturfond)).

Vildgræsning med vilde dyr under hegn foregår ofte i væsentligt større hegn som f.eks. Tofte Skov på ca. 4000 ha, hvor der fra 2021 er planlagt græsning med bison, krondyr og vildsvin uden tilskudsfodring (Buttenschøn og Gottlieb 2017). I Kraansval i Holland går bison (19 dyr i 2019) sammen med heste og kvæg i en 220 ha stor indhegning på helårsgræsning uden tilskudsfodring (Cromsigt et al. 2018). På Döberitzer Heide, et tidligere militært øvelsesområde i Tyskland, er der udsat 40 visenter, 27 przewalski heste og 20 krondyr i hegn på 1.860 hektar ligeledes uden tilskudsfodring (Zielke et al. 2017).

Et af de spørgsmål, der stilles i forbindelse med vildgræsning, er om græsningen alene kan skabe og vedligeholde lysåbne skovlandskaber (Newton et al. 2013; Plachter & Hampdicke 2010). Det afhænger af summen af de naturlige forstyrrelser. Successionshastigheden er i høj grad påvirket af sammensætningen af græsningsdyr og græsningstryk sammen med andre stresspåvirkninger af træopvækst som høj og varierende vandstand, tørke, næringsfattig jordbund, vindpåvirkning, brand m.v.

Bernes et al. (2018) anbefaler ud fra deres systematiske litteraturgennemgang, at der ved planer om at introducere store græssere nøje bør overvejes mulige uønskede effekter på biodiversitet og træforyngelse, især hvis manipulationerne vil involvere ikke indfødte, vilde græssere eller husdyr. Deres resultater indikerer også, at naturforvaltning, der er baseret på husdyr i skove, bør søge at optimere de positive virkninger af græsning på urteagtig vegetation og i det mindste lejlighedsvis give trævegetationen mulighed for at nå modenhed. Dideon et al. (2009), Kuijper et al. (2009) og Mountford & Peterken (2003) m.fl. understreger betydningen af et vekslende græsningstryk for træernes mulighed for selvforryngelse.

Hegnstørrelsen har ligeledes betydning for udvikling af arts- og strukturmæssig heterogene områder ved mere styrede former for græsning (Walis de Vries 1995). Størrelsen vil afhænge af det enkelte areal, dets vegetationssammensætning og produktivitet, om det skal være sæson- eller helårsgræsning, og sammensætningen af dyr m.v. Popp (2010) fandt, at kvæg i en indhegning på 50 ha havde et aktivitetsmønster, der lignede det, kvæget havde på det meget større areal i The New Forest. Buse et al. (2015) fandt en tærskelværdi på 130 ha for rødlistede gødningsbiller i en omfattende undersøgelse af driftskontinuitet og foldstørrelse i forhold til gødningsfaunaen.

På baggrund af litteraturgennemgangen er der udarbejdet en række generelle anbefalinger for skovgræsning. De generelle anbefalinger er i overensstemmelse med de generelle anbefalinger, der er udarbejdet for skovgræsning på statens arealer (Møller et al. 2018, Boks 10), dog med mindre justering bl.a. af hensyn til mulighed for afgræsning af mindre arealer end det, der anbefales på statens arealer.

Boks 10. Generelle anbefalinger for etablering af skovgræsning på statens arealer

Rapporten "Anbefalinger vedrørende omstilling og forvaltning af skov til biodiversitetsformål", der er udarbejdet for Naturstyrelsen af GEUS i samarbejde med Københavns Universitet og Århus Universitet (Møller et al. 2018) indeholder følgende generelle anbefalinger vedrørende græsningen:

"Vi anbefaler, at der overalt arbejdes med helårsgræsning uden tilskudsfodring, således at der udvikles et naturligt græsningstryk primært baseret på den tilgængelige fødemængde og de naturlige årstids- og klimabestemte variationer i denne.

Der mangler viden om naturligt græsningstryk. Vi anbefaler derfor, at der indsættes dyr svarende til den nedre ende af bærekapaciteten for de enkelte områder på baggrund af en konkret vurdering, men med løbende regulering baseret på monitoring af dyrenes trivsel og effekten på vegetationen. Der vil være variation i bæreevne fra lokalitet til lokalitet og bæreevnen vil variere med valg af dyrearter og deres indbyrdes forhold.

Vi anbefaler, at der arbejdes med flere forskellige planteædere – fx kvæg, heste, bison, elg, krondyr, dådyr, vildsvin, bæver, dvs. dyr, der er ude hele året og ikke sættes på stald.

Vi anbefaler, at man varierer sammensætningen af dyr lokaliteterne imellem for at skabe størst mulig variation. Der etableres basislinje målinger til erfaringsopsamling.

Hegning vurderes at være en forudsætning for at kunne opnå en naturlig funktion af græsning, fordi dyrkede marker oftest ligger i tæt nærhed af skoven. Hegn kan etableres som semipermeable hegn, hvor arter som bæver, krondyr og dådyr kan passere, mens bl.a. bison, kvæg og hest holdes inde."

9.1 Generelle anbefalinger vedrørende skovgræsningen med biodiversitets formål:

- Sammensætning af dyr, græsningstryk og-sæson bør besluttes på baggrund af en vurdering af områdets aktuelle bæreevne og mål for græsningen inden græsning iværksættes.
- Afhængig af de aktuelle forhold kan der anvendes en art af græsningsdyr eller samgræsning med to eller flere arter. Det er vigtigt, at der er en variation i græsningspåvirkningen de enkelte arealer imellem med hensyn til sammensætning af dyr.
- Græsningen bør generelt foregå hen over de forskellige årstider – enten som helårsgræsning, eller med en lang græsningssæson afpasset efter de lokale forhold.
- Græsningstrykket bør være relativt lavt i vækstsæsonen for at give nektarplanter mulighed for blomstring og frøsætning.
- Græsning etableres generelt i så store, sammenhængende og varierede områder som muligt med en mosaik af skov, skovenge og -moser og andre lysåbne naturområder, der understøtter en naturlig variation i græsningstryk hen over året.
- Græsningen bør ske med robuste dyr uden tilskudsfodring, dels for ikke at tilføre næringsstoffer til arealet, dels af hensyn til dyrenes sociale adfærd.
- Græsningen bør så vidt muligt ske ved besætninger, der ikke forebyggende behandles mod indvoldsparasitter med ivermectin præparater, der har en langsigtet negativ effekt på

gødningsbiller, hæmmer nedbrydningen af ekskrementer og påvirke jordbundsomsætningen (Verdù et al. 2018; Webb et al.2010).

- Græsning i skove, bevoksninger og andre naturtyper med aktuel græsning eller spor af tidligere græsningspåvirkning bør prioriteres højt.
- Bevoksninger med veterantræer af eg og af egekrat m.v. bør om muligt inddrages under græsning for at hæmme tilgroning med skygetræer, der kan forringe egenes kvalitet som levested for biodiversitet og på sigt udkonkurrere dem.
- Græsningstrykket bør evt. lejlighedsvis reduceres bl.a. af hensyn til regeneration af græsningsfølsomme arter.

10. Indikatorer på skovgræsning

De gode indikatorer på skovgræsning er bid på træer og buske, barkskrælning og forstyrrelse af plantevækst og jordbund som følge af dyrenes færdsel, oprodning, anlæg af sølepladser og andre aktiviteter samt deres ekskrementer (Armstrong et al. 2011, Armstrong et al. 2014; Cooke 2006, 2009 og 2013; Mayle 1999; Putman et al. 1999). Spor efter bid forbliver synlige året igennem og kan dokumenteres nøjagtigt (Morellet et al. 2001). Bundvegetationen er ofte sparsom og er mindre egnet som indikator for afgræsning (Thompson et al. 2005).

10.1 Bid på træer og buske/opstamning

Bid på træer og buske afhænger i høj grad af planternes fordøjelighed og indehold af tanniner og andre giftige stoffer (Duncan & Gordon 1999; Kuijper et al. 2009). Der kan være stor forskel på dyrenes valg af vedplanter hen over året, hvor vintergrønne arter som f.eks. hedelyng, brombær, kristtorn, vedbend, nåletræer samt bark især bides i vinterhalvåret (Cromsigt et al. 2018; Dumont et al. 2005). Ved stigende græsningstryk bides der i stigende grad på mindre foretrukne arter, men også dyrenes tilvænning spiller en rolle for valg af arter. Det kan f.eks. kræve tilvænning før kvæg bider på tornede planter som slåen (Rupp, 2011). En undersøgelse fra Frankrig viser, at der kan ske forskydninger imellem hvilke af de tilstedeværende arter, som foretrakkes fra år til år; et år fravalgte fritstående krondyr f.eks. avnbøg og ahorn, der andre år var blandt de træer, der blev bidt (Boulanger et al. 2009).

Tabel 15. Indikatorer for igangværende og/eller nylig græsning siden starten af seneste vækstsæson bearbejdet efter Armstrong et al. 2014.

Indikatorer	Høj påvirkning	Middel påvirkning	Lav påvirkning	Ingen påvirkning
Basale skud Inkluderer alle tilgængelige skud fra rodbasis	Alle arter bidt hårdt.	Foretrukne arter bidt hårdt. Andre arter bidt let til moderat.	Foretrukne arter bidt let. Andre arter uden bid.	Alle arter uden bid.
Lavt siddende grene, vanris	Tydelig "bid horisont" på alle træer med levende grene. Alle skud under bid horisonten bidt moderat til hårdt bortset fra arter, der vrages.	Bid horisont under udvikling på foretrukne træer. De fleste skud under bid horisonten moderat til let bidt.	Kun bid på skudspidser af de foretrukne arter.	Ingen tegn på friske bid på levende skud indenfor dyrenes rækkevidde.
Barkskræl, afbrækkede grene	Min. 20 % af levende stammer med barkskræl. Hos alm. røn kan alle stammer være skrællet. Min 20 af levende træer <5 cm dbh. knækket af kvæg og/eller krondyr.	<20 % af levende stammer med barkskræl. <20 af levende træer <5 cm dbh. knækket af kvæg og/eller krondyr.	Ingen eller meget få friske barkskræl. Ingen eller få knækkede grene.	Ingen tegn på friske barkskræl eller knækkede grene.
Unge træer Spirer <50 cm høje Unge træer 50-200 cm. "Gamle spirer", træer <50 cm med højdevækst hæmmet af bid.	Nye og gamle spirer af træer med lav fordøjelighed med moderat til hårdt bid. Spirer med høj fordøjelighed og følsomme overfor bid fraværende – eller hårdt bidt. Alle unge træer indenfor rækkevidde hårdt bidt.	Spirer af træer med lav fordøjelighed uden eller med let bid. Unge træer med lav fordøjelighed med let til moderat bid, træer med høj fordøjelighed med hårdt til moderat bid. Grupper af birk, rød-el og pil med træer uden bid.	Spirer af træer med lav fordøjelighed generelt uden – eller få med let bid. Spirer med høj fordøjelighed generelt med let bid. De fleste unge træer med høj fordøjelighed let bidt, mens træer med lav fordøjelighed uden bid.	Talrige spirer forudsat der er frøkilder, egnede spiresteder og tilstrækkeligt med lys. Unge træer uden bid.

jorden blev vendt ind mod midten på smalle, langstrakte marker – en driftsform, der fortsatte indtil 1700-tallet. Højryggede agre findes bl.a. i Mols Bjerge, på Nørholm Hede og Grib Skov, samt i fynske skove (Møller 1995). Stedvis kan der ligeledes findes endnu ældre spor af opdyrkning i form af agerskel fra oldtiden, hvor pløjning blev foretaget med ard-plov. Mange af de bevarede agerspor har været græsset gennem århundreder. Fortsat kan græsning hæmme tilgroning og sikre, at de er synlige i landskabet.



Højryggede agre på Mols, der er synlige hvor kvæggræsning holder plantevæksten kort. Foto: Rita Merete Buttenschøn.

11.1 Valg af dyr

Får og geder har været betragtet som de mest skånsomme dyr, der gav færrest skader på fortidsminder, mens kvæg og heste i højere grad har forårsaget trampe skader m.v. (Hansen 1988).

Slidpåvirkningen fra dyr stiger med stigende vægt og med dyrenes aktivitetsniveau – den tilbagelagte længde og hastighed. Heste bevæger sig meget mere end kvæg og kan give langt det største slidpåvirkning i forhold til de øvrige husdyr, særligt hvis hestene er skoede (Buttenschøn 2007). Erfaringer fra græsningsforsøg på Mols med sommergræsning med 200 geder, viste dog, at geder, selvom der var tale om meget små dyr på < 20 kg., kan give en endog meget stort slidpåvirkning af vegetation med jorderosion til følge. Her var en stor bronzealderhøj et af gedernes foretrukne opholdsarealer. Ud over slidpåvirkningen blev lavningen i toppen af højen kraftigt eutrofieret af dyrenes ekskrementer, inden højen blev frahegnet og sikret mod yderligere påvirkning fra gederne.

Ud over slid fra færdsel kan dyrene forvolde skader på fortidsminder i forbindelse med andre aktiviteter f.eks. etablering af åbne sand-/jordflader til brug som kølige hvilepladser, som led i pelspleje mv.

Fortidsmindeskoven Halvskov Vænge, der rummer 6 stendysser fra bondestenalderen og 72 gravhøje fra bronzealderen, er et eksempel på fortidsminder under langvarig græsningspleje. De mange fortidsminder er blevet bevaret, fordi området tidligt udviklede sig til skov. Skoven har været græsset med får (tidligere Lüneburger får, nu gutefår) i mange år.



Gutefår græsser fortidsmindeskoven Halskov Vænge. Foto: Maria Rolland

Nu er fårene suppleret med et par shetlandsk ponyer. Fårene hæmmer tilgroning med brombær og træopvækst, mens ponyer holder lyse-siv i skak. Fårene er skånsomme overfor fortidsminderne. Kun i forbindelse med ekstremt tørke har der været behov for at tage dyrene af, fordi de kradser i underlaget for at skaffe sig et køligt leje (M. Rolland 2019, pers. komm.).

Græsning af fortidsminder kræver:

- hyppigt tilsyn
- lette og rolige dyr
- lavt græsningstryk
- tæt og slidstærk vegetation på gravhøje m.m.
- rydning af træer, der giver mulighed for skyggefulde liggepladser på gravhøje m.m.

12. Lovgivning mv. sætter nogle rammer for græsning

Der er en række love og forordninger, der sætter nogle rammer for skovgræsning.

Det gælder først og fremmest lov om skove, dyreværnsloven samt lov om hold af dyr. Desuden kan etablering af græsning kræve tilladelse efter naturbeskyttelsesloven, jagt- og vildtforvaltningslovgivning (hvis græsningen skal ske med hjorte under hegn) og i forhold til museumsloven m.fl.

Lov om skove (LBK nr. 315 af 28/03/2019)

I henhold til § 9 må Stævningsdrift og skovgræsning tilsammen omfatte op til 10 pct. af arealet. Hegning til skovgræsning må ikke forringe mulighederne for offentlig færdsel og ophold.

Definition af skovgræsning iht. Vejledning om skovlovens § 9

(<https://mst.dk/erhverv/skovbrug/lovgivning/vejledning-om-skovloven/9/>):

"Ved skovgræsning forstås græsning med husdyr på skovbevoksede arealer, hvor græsningen understøtter den biologiske mangfoldighed og hensynet til landskab og kulturhistorie. Også græsning af hensyn til skovens dyrkning og pleje af kulturer omfattes af denne bestemmelse. Græsning, som udelukkende har til formål at opdrætte dyr, herunder græsning med hjorte, er efter forslaget ikke skovgræsning, jf. bemærkningerne til § 8, nr. 4.

Efter forslaget skal der altså ikke længere dispensation til at etablere skovgræsning, hvis det sker indenfor 10 pct. af det enkelte fredskovspligtige areal. I de afgørelser om dispensation til husdyrhold, der træffes efter den gældende lov, har det været almindeligt at stille vilkår om, at eksisterende muligheder for offentlig færdsel og ophold ikke hindres. Der er derfor indføjet en regel om, at hegning af hele skoven eller omkring dele af den til skovgræsning ikke må indskrænke mulighederne for offentlig færdsel og ophold. Det forudsættes således, at adgangen ikke indskrænkes på steder, hvor naturbeskyttelseslovens regler om adgang ellers giver mulighed for færdsel og ophold."

Dyreværnsloven (LBK nr. 20 af 11/01/2018)

Dyreværnsloven gælder for alle dyr. Loven stiller i krav om, at dyr skal behandles forsvarligt og beskyttes bedst muligt mod smerte, lidelse, angst, varigt men og væsentlig ulempe. Dette krav omfatter både dyr, der holdes af mennesker, og vildtlevende dyr, som mennesker kommer i kontakt med. Loven stiller endvidere er der krav om, at den, der holder dyr, skal sørge for, at de behandles omsorgsfuldt, herunder at de huses, fodres, vandes og passes under hensyntagen til deres fysiologiske, adfærdsmæssige og sundhedsmæssige behov i overensstemmelse med anerkendte praktiske og videnskabelige erfaringer.

Loven stiller yderligere krav om, at rum eller arealer, hvor dyr holdes, skal indrettes, så dyrenes behov tilgodeses, bl.a. i forhold til bevægelsesfrihed og hvile, og at dyrene skal sikres mod vejr og vind. Loven stiller i § 3 endvidere krav om, at enhver, der holder dyr, skal sørge for, at dyret tilses mindst en gang om dagen. Det gælder dog ikke fritgående dyr på græs eller lignende – men de skal tilses jævnligt.

Det Dyreetiske Råd (2018) udtaler sig om brug af dyr til rewilding bl.a. i forhold til dyreværnsloven.

Lov om hold af dyr (LBK nr. 1 af 02/01/2019)

Lovens formål er at sikre, at hold af dyr sker på ansvarlig vis og på en sådan måde, at hensynet til fødevarer sikkerheden og menneskers og dyrs sundhed samt til produktionen tilgodeses.

Loven omfatter både dyr, der er i menneskelig varetægt, og vildtlevende dyr samt animalske fødevarer og andre produkter af og affald fra dyr.

Loven indeholder bestemmelse om at Ministeren iht. § 4 kan fastsætte regler om registrering og mærkning af dyr samt iht. § 6 kan fastsætte regler om pligt til at afgive oplysninger om husdyrhold til Det Centrale Husdyrregister.

Bekendtgørelse om mærkning, registrering og flytning af kvæg, svin, får eller geder (BEK nr. 598 af 31/05/2017)

Af bekendtgørelsen fremgår, at kvæg, får og geder samt svin skal være forsynet med et øremærke. Mærkning af kvæg skal være foretaget senest 20 dage efter fødslen, og inden dyret føres fra oprindelsesbesætningen. Fødevarestyrelsen kan dog give tilladelse til, at øremærkning af kalve, der afgræsser områder godkendt til naturpleje, kan udskydes i op til seks måneder efter fødslen. Øremærkning af bisonokser (slægten Bison) skal være foretaget senest ni måneder efter fødslen. Bisonkalve, der fjernes fra deres mødre inden ni måneder efter fødslen, eller som føres fra oprindelsesbesætningen inden ni måneder efter fødslen, skal være mærke

Det er muligt at mærke kvæg med en chip, hvis de ikke indgår i fødevarekæden, og hvis det vurderes, at de holdes af kulturelle eller historiske årsager.

Mærkning af får og geder skal være foretaget senest 60 dage efter fødslen, og inden dyret føres fra oprindelsesbesætningen. Fødevarestyrelsen kan dog efter skriftlig, begrundet ansøgning meddele tilladelse til, at øremærkning af mufloner, der afgræsser ekstensive områder, skal være foretaget senest ni måneder efter fødslen. Lam, der føres fra området inden ni måneder efter fødslen, skal være mærket. Øremærkning af lam og kid i besætninger med minimum 200 moderdyr registreret i besætningsregistret pr. 1. april, og hvor samtlige læmninger sker udendørs, skal være foretaget senest fire måneder efter fødslen. Lam og kid, der føres fra området inden fire måneder efter fødslen, skal være mærket.

Bekendtgørelse om identifikation af dyr af hestefamilien (BEK nr. 804 af 22/06/2017)

Alle heste i EU skal være identificerede. Det betyder, at en hest skal være mærket, registreret i en database og have et hestepas.

Fødevarestyrelsen kan iht. dog § 7 efter ansøgning tillade, at dyr af hestefamilien, der udgør bestemte populationer, som lever vildt eller delvist vildt i særlige områder, som afgrænset af den kompetente myndighed, kun skal identificeres ved et identifikationsdokument når de:

- 1) fjernes fra sådanne populationer, undtagen hvis de under officielt tilsyn overføres til en defineret population til en anden, eller
- 2) overgår til husdyrhold.

Lov om hold af heste (LBK nr. 304 af 30/03/2017)

Lov om hold af heste indeholder nogle bestemmelse af betydning græsning på naturarealer bl.a.

§ 19. "Den ansvarlige for et hestehold skal sikre, at heste, som går ude i vinterperioden og i perioder med vinterlignende vejr, kun er ude i mere end 12 timer i døgnet, hvis de har udviklet et kraftigt og tæt hårlag

og er ved godt huld og har adgang til læskur eller bygning, hvor alle dyr samtidig kan hvile på et tørt, strøet leje.

Stk. 2. I læskur eller bygning skal gulvarealet opfylde arealkravene i § 8, stk. 1.

Stk. 3. Læskur eller bygning skal placeres på et sted med tilstrækkelig afvanding” samt § 23. ”Enhver, der holder hest, skal sørge for, at hesten tilses mindst én gang om dagen”.

Loven giver dog ministeren hjemmel til iht. § 1 stk. 3 til at fritage vildheste fra hestelovens bestemmelser og måske ligefrem juridisk overflytte dem til status fra husdyr til vilde dyr.

Især de lovmæssige krav om mærkning og tilsyn med dyr er tidskrævende og ofte vanskeligt at gennemføre med dyr i store indhegninger med mange muligheder for skjul. Den tilsynsførende skal sikre sig, at det enkelte dyr har det godt – en svær opgave hvis dyrene er fordelt på småflokke og er vanskelige at kende fra hinanden. Praktiske erfaringer fra bl.a. Molslaboratoriet viser, at det er vanskeligt og tidskrævende at gennemføre tilsyn af exmoor ponyerne, der ofte græsser i småflokke, og som er vanskelige at kende fra hinanden, ligesom det er vanskeligt at få indfanget føllene og få dem chippet (A. Kjeldsen pers. opl.).

13. Kilder

- Aaris-Sørensen, K. (2016). Danmarks pattedyr fra istid til nutid. Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet.
- Allen, Batello, Berretta, Hodgson, Kothmann, Li, . . . Sanderson. (2011). An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and Forage Science*, 66(1), 2-28
- Andersen, B.S. (2018). Reintroduction of the European bison (*Bison bonasus*) in Almindingen on Bornholm – impact on biodiversity of vascular plants over a 5-year period from 2012-2017. Speciale IGN, Københavns Universitet.
- Armstrong, H., Black, B., Holl, K., Mainprize, N., Sumsion, L. Thompson, R. (2011). Encouraging the use of stock to enhance woodland biodiversity: a new web-based toolbox. I. Rotherham (ed): Trees, Forested Landscapes and Grazing Animals – A European Perspective on Woodlands and Grazed Treescapes, 39-50.
- Armstrong, H., Black, B., Holl, K. Thompson, R. (2014). Assessing Herbivore Impact in Woodlands: A Subjective Method. Forestry Commission Scotland. <https://scotland.forestry.gov.uk/.../herbivore-impact-assessment-me>.
- Aronsson, M. (2013). Skogsbetesmarker. Biologisk mangfold og variation odlingslandskapet. Jordbruksverket.
- Augusto, L., Dupouey, J.-L., Ranger, J. (2003). Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Annals of Forest Science*, 60(8), 823–831. <https://doi.org/10.1051/forest:2003077>.
- Bakker, E.S., Olff, H., Vandenbergh, C., De Maeyer, K., Smit, R., Gleichman, J.M., Vera, F.W. (2004). Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. *Jour. Appl. Ecology*, 41, <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00908.x>
- Bakker, J. P., Olff, H., Willems, J. H., & Zobel, M. (2006). Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science*, 17(2), 147–156. <https://doi.org/10.2307/3236314>
- Baltzinger, M., Mårell, A., Archaux, F., Pérot, T., Leterme, F., & Deconchat, M. (2016). Overabundant ungulates in French Sologne? Increasing red deer and wild boar pressure may not threaten woodland birds in mature forest stands. *Basic and Applied Ecology*, 17(6), 552–563.
- Barbier, S., Gosselin, F., Balandier, P. (2008). Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254(1), 1–15. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2007.09.038>
- Bardgett, R. D., Wardle, D. A., Yeates, G. W. (1998). Linking above-ground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(14), 1867–1878. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00069-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00069-8)
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G. Franc, A., Menozzi, P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132, 39-50.

- Bengtsson, S., Kanstrup, N. (2014). Krondyrets føde før og nu. I: N. Kanstrup, P. Madsen, K. Stenkjær, R. M. Buttenschøn A. Jensen. Kronvildt på Sjælland. Institut for geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet s. 75-83.
- Bergmeier, E., Petermann, J., Schröder, E. (2010). Geobotanical survey of wood-pasture habitats in Europe: Diversity, threats and conservation. *Biodiversity and Conservation*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9872-3>
- Bernes, C., Macura, B., Jonsson, B. G., Junninen, K., Müller, J., Sandström, J. (2018). Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests : effects on vegetation and invertebrates . *A systematic review. Environmental Evidence* (Vol. 7). BioMed Central. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0125-3>.
- Bokdam, J. Gleichman, J.M. (2000). Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Jour. Applied Ecology* 37, 415-431.
- Boulanger, V., Baltzinger, C ., Saïd, S., Ballon, P., Picard, J-F., Dupouey, J-L .(2009). Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer. *Forest Ecology and Management*, 258(7),1397–1406.
- Boulanger, V., Dupouey, J-L., Archaux, F., Badeau, V., Baltzinger, C., Chevalier, R., Corket, E., Dumas, Y., Forgeard, F., Mårell, A., Montpied, P., Paillet, Y., Picard, J-F., Saïd, S. Ulrich, E. (2017). Ungulates increase forest plant richness to the benefit of non-forest specialists. *Global Change Biology* 2017, 1-11.
- Brender, B. et al. The European bison's, *Bison bonasus*; impact on pedunculate oak and Norway spruce in Almindingen on the Danish isle of Bornholm (in prep.)
- Briedermann, L. 2009. Schwarzwild. Stuttgart. Franck-Kosmos Verlags-GmbH Co. Kg.
- Bruun, H. H. Heilmann-Clausen, J. 2012. Hvordan sikrer vi skovenes biodiversitet? I H. Meltofte (Ed.), Danmarks natur frem mod 2020 - om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed: Det Grønne Kontaktudvalg.
- Brøndum, L., Brandtoft, E.S. 2018. Lort i Landskabet. Faktaark. Naturhistorisk Museum og SEGES.
- Buchmann, K., Lis Christiansen, L.L. Thamsborg, S.M., Johansen, M.V., Olsen, A., Friese, S., and Didriksen, U. Årsskriftet Natur på Bornholm. 12, 36-40
- Buchwald, E. (2019). Personlig oplysning.
- Buchwald, E. Heilmann-Clausen, J. (2018). Muligheder på Naturstyrelsens arealer for bedre opfyldelse af 2020-mål for truede arter. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, KU.
- Buesching, C. D., Newman, C., Jones, J. T., Macdonald, D. W. (2011). Testing the effects of deer grazing on two woodland rodents, bankvoles and woodmice. *Basic and Applied Ecology*, 12(3), 207–214. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2011.02.007>.
- Bunzel-Drüke, M. Böhm, C. Finck, P. Kämmer, G. Luick, R. Reisinger, E. Riecken, U. Riedl, J. Scharf, M. Zimball, O. 2008. Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung - "Wilde Weiden"- . Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V., Bad Sassendorf-Lohne. 215 S. <http://www.abu-naturschutz.de/projekte/abgeschlossene-projekte/qwilde-weidenq.html>.

Burbaitė, L., Csányi, S. (2009). Roe Deer Population and Harvest Changes in Europe. *Estonian Journal of Ecology*, 58(3), 169-180.

Burbaitė, L., Csányi, S. (2010). Red deer population and harvest changes in Europe. *Acta Zoologica Lituanica*, 20(4), 179-188

Buse, J., Slachta, M., Sladeczek, F., Pung, M., Wagner, T., Entling, M. (2015). Relative importance of pasture size and grazing continuity for the long-term conservation of European dung beetles. *Biological Conservation*, 187(C), 112-119.

Bush, E. R., Buesching, C. D., Slade, E. M., Macdonald, D. W. (2012). Woodland Recovery after Suppression of Deer: Cascade effects for Small Mammals, Wood Mice (*Apodemus sylvaticus*) and Bank Voles (*Myodes glareolus*). *PLoS ONE*, 7(2), e31404. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031404>

Buttenschøn, J., Buttenschøn, R.M. (1982). Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland and heath: I Vegetation development. *Natura Jutlandica* 21, 1-18.

Buttenschøn, J., Buttenschøn, R.M. (1985). Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor acidic grassland and heath: IV Establishment of woody species. *Natura Jutlandica* 21, 117-140.

Buttenschøn, J., Buttenschøn, R.M. (2003). Langtidseffekten af husdyrgræsning II: Skovudvikling under husdyrgræsning, s. 73-80. I: Austad, I. Hamre, L.N. Ådland, E. (eds.) Gjengroning av kulturmark. Bergen Museum og HSF, Bergen

Buttenschøn, R.M. (2007). Græsning og høslæt i naturplejen. Miljøministeriet og Skov & Landskab, Københavns Universitet.

Buttenschøn, R.M. (2008) Effekt af græsning på træer og buske: fra hedeplantage til lysåben græsningsskov. Videnblad Park og Landskab. 2008;(6.6-10).

Buttenschøn, R. M. (2014a): Krondyr som naturplejere. I: N. Kanstrup, P. Madsen, K. Stenkjær, R. M. Buttenschøn, A. Jensen. Kronvildt på Sjælland. Institut for geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, 63-74.

Buttenschøn, R.M. (2014b). Vejledende græsningstryk for udvalgte naturtyper. Notat udarbejdet for Fødevarerhverv.
http://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Miljoe_oekologitilskud/2015_Miljoe-og_oekologitilsagn/Nedsat_graesningstryk.pdf.

Buttenschøn, R.M. (2018). Skovgræsning med dåvildt og kvæg som led i det integrerede skov-, natur- og vildtforvaltnings projekt i Bodiilsker-Poulsker Plantage (upubl. rapport).

Buttenschøn, R.M., Buttenschøn, J. (2013): Woodland grazing with cattle – results from 25 years of grazing in acidophilus pedunculate oak (*Quercus robur*) woodland. In Rotherham (ed): Trees, Forested Landscapes and Grazing Animals – A European Perspective on Woodlands and Grazed Trees 317-329

Buttenschøn, R.M., Gottlieb, L. (2017). Forslag til plan for græsningsdriften i Tofte Skov, Lille Vildmose. Rapport udarbejdet for Aage V. Jensens Naturfond dec. 2017. IGN, Københavns Universitet.

Buttenschøn, R.M., Gottlieb, L., Byriel, D.B. (2018), *Naturplejeportalen - Rapportudgave*. IGN Rapport, Københavns Universitet, Frederiksberg.

Buttenschøn, R. M. Madsen, T. L. Madsen, P. Olesen, C. R. (2009). Husdyr og vildt som naturplejere - er de lige gode naturplejere og holder husdyr vildtet væk? I: Kanstrup, N. Asferg, T. Flinterup, M. Thorsen, B.J. Jensen, T.S.: Vildt & Landskab. Resultatet af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008, s 88-91.

Buttenschøn, R.M., Ravn, H.P. (2003): Græsning af egekrat. Videnblad Park og Landskab nr. 6.6-6, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm 2003.

Chapman, P. (2007). Conservation grazing of semi-natural habitats. SAC Technical Note. ISBN 1 85482 870 3, March 2007.tn586conservation.

Chapman, D.I., Chapman N.G. (1977). The annual diet of the fallow deer (*Dama dama*) in the New Forest, Hampshire, as determined by rumen content analysis. *J. Zool.* 181, 465-473.

Chávez, V., Macdonald, S. E. (2010). The influence of canopy patch mosaics on understory plant community composition in boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management*, 259(6), 1067–1075.
<https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.12.013>

Christiansen, T. (2019). Personlig kommentar.

Churski, M., Bubnicki, J., Jędrzejewska, B., Kuijper, D., Croomsigt, J. (2017). Brown world forests: Increased ungulate browsing keeps temperate trees in recruitment bottlenecks in resource hotspots. *New Phytologist*, 214(1), 158-168.

Cooke, A.S. (2006). Monitoring muntjac deer *Muntiacus reevesi* and their impact in Monks Wood National Nature Reserve. English Nature Research Reports, No. 68

Cooke, A. S. (2009). Classifying the impact of deer in Woodland. *Deer* 14 (10), 35-38.

Cooke, A. (2013). Deer monitoring at Woodwalton Fen National Nature Reserve 2013. Report to Natural England.

Cornelissen, P., Vulink, J. (2015). Density-dependent diet selection and body condition of cattle and horses in heterogeneous landscapes. *Applied Animal Behaviour Science*, 163, 28-38.

Cosyns, E. Claerbout, S. Lamoot I., Hoffmann, M. (2005). Endozoochorous seed dispersal by cattle and horses in a spatially heterogeneous landscape. *Plant Ecology*, 178, 149–162.

Croomsigt, J. P.G.M., Kemp, Y. M. Rodriguez, E., Kivit, H. (2018). Rewilding Europe's large grazer community: how functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses? *Restoration Ecology* 2017, 1-9.

Danell, K., Bergström, R., Edenius, L. (1994). Effects of large mammalian browsers on architecture, biomass and nutrients of woody plants. *Journal of Mammalogy* 75, 833-44.

Danell, K., Bergstrom, R., Edenius, L. & Ericsson, G. (2003). Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. *Forest Ecology and Management*, 181, 67-76.

Davies, Z. G., Tyler, C. B., Stewart, G. S., Pullin, A. (2008). Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 209-234.

Dehn, T. (ed). (2009). Vejledning om pleje af fredede fortidsminder. Kulturministeriet.

Dennis, R. (2004). Just how important are structural elements as habitat components? Indications from a declining lycaenid butterfly with priority conservation status. *Journal of Insect Conservation*, 8(1), 37-45.

den Ouden, J., Jansen, P.A., Smit, R. 2004. Jays, mice and oaks: Predation and dispersal of *Quercus robur* and *Q. petraea* in North-western Europe. 223-238 I: Forget, J.E. Lambert, P.E., Hulme, P.E., Wall, V. Seed Fate. CAB International 2005.

Det Dyreetisk Råd (2018). Udtalelse om brug af dyr til rewilding ved naturforvaltning. www.detdyreetiskeraad.dk.

De Jong, J. Dahlberg, A. Stockland, J. N. (2004). Död ved i skogen. Hur mycket behövs för att bevara den biologiska mångfalden? *Svensk Botanisk Tidsskrift*, 98(5), 278-297.

Didion, M., Kupferschmid, A.D., Bugmann, H. (2009). Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. *Forest Ecology and Management*, 258, 44-S55.

Dumont, B., Renaud, P., Morellet, N., Mallet, C., Anglard, F., Verheyden-Tixier, H. (2005). Seasonal variations of Red Deer selectivity on a mixed forest edge. *Animal Research*, 54(5), 369-381.

Duncan, A., Gordon, I. (1999). Habitat selection according to the ability of animals to eat, digest and detoxify foods. *Proceedings of the Nutrition Society*, 58(4), 799-805.

Ebrahimi, A., Milotic, T., Hoffmann, M. (2010). A herbivore specific grazing capacity model accounting for spatio-temporal environmental variation: A tool for a more sustainable nature conservation and rangeland management. *Ecological Modelling*, 221(6), 900-910.

Eggers, B., Matern, A., Drees, C., Eggers, J., Härdtle, W., Assmann, T. (2010). Value of Semi-Open Corridors for Simultaneously Connecting Open and Wooded Habitats: A Case Study with Ground Beetles. *Conservation Biology*, 24(1), 256-266.

Feber, R., Brereton, T., Warren, M., Oates, M. (2001). The impacts of deer on woodland butterflies: The good, the bad and the complex. *Forestry*, 74(3), 271-276.

Felton, A.M. Felton, A. Croomsigt, J. P.G.M. Edenius, L., Malmsten, J., Wam, H.K. (2016). Interactions between ungulates, forests, and supplementary feeding: the role of nutritional balancing in determining outcomes. *Mamm Res* DOI 10.1007/s13364-016-0301-1.

Flowerdew, J.R., Ellwood, S.A. (2001). Impacts of woodland deer on small mammal ecology. In *Forestry* (Vol. 74, pp. 277-287). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.277>.

Fløjgaard, C., Høgaard, L., de Barba, M., Taberlet, P., Ejrnæs, R. 2016. Fødevalg hos krondyr i Klelund Dyrehave. Undersøgelse af den rumlige og tidsmæssige variation i krondyrenes fødevalg. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 190 <http://dce2.au.dk/pub/SR190.pdf>.

Forestry Commission Scotland (2018). Grazing and the historic environment. Woodland grazing toolbox. <https://scotland.forestry.gov.uk/woodland-grazing-toolbox/habitat-condition/cultural-heritage/historical-features/historic-environment>.

Foster, C. N., Barton, P.S., Lindenmayer, D.B. (2014). Effects of large native herbivores on other animals. (J. du Toit, Ed.), *Journal of Applied Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd (10.1111).

Frederiksen, S., Rasmussen, F.N., Seberg, O. (2006). *Dansk flora*. Gyldendal.

Fritz, Ö. (2014). Epiphytic lichens and bryophytes in the forests of lille Vildmose in 2013. Naturcentrum Report 2014-03-04.

Fritzbøgger, B. (1994). *Kulturskoven. Dansk skovbrug fra oldtiden til nutid*. Gyldendal.

Fuller, R.J. (2001). Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. *Forestry*, 74(3), 289–298. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.289>

Fuller, L., Newman, M., Irwin, S., Kelly, T., O'Halloran, J. (2014). Ground-dwelling spider diversity in rare European oak and yew woodlands and the impact of grazing. *Biodiversity and Conservation* 23, 1911-1929.

Gebert, C H., Verheyden-Tixier, H. (2001). Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. *Mammal Review* 31(3-4): 189-201.

Gill, R.M.A. (1992). A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 1. Deer. *Forestry*, 65(2), 145-169. doi: 10.1093/forestry/65.2.145.

Gill, R.M.A. (2006). The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics, pp. 170-202 I: Danell, K. Bergström, R. Duncan, P., Pastor, J. (eds.) (2006). *Large Herbivore Ecology. Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press.

Gill, R.M.A, Fuller, R.J. (2007). The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* 149, 119-127.

Gilhaus, K. Hölzel, N. (2016). Seasonal variations of fodder quality and availability as constraints for stocking rates in year-round grazing schemes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 234, 5-15.

Gordon, I. (1988). Facilitation of red deer grazing by cattle and its impact on red deer performance. *Journal of Applied Ecology* 25, 1-9.

Gordon, I.J., Illius, A.W. 1989: Ressource partitioning by ungulates on the Isle of Rhum. *Oecologia* 79, 383-389.

Gorrißen, D. Merckx, T., Vercoetere, B., Maes, D. (2004). Changed woodland use and butterflies. Why did butterflies disappear from woodlands in Flanders? *Landscape* 21, 85–95.

Gottlieb, L. (2015). *Woodland grazing. Effects of horse grazing on ground vegetation and forest structure*. Speciale IGN. Københavns Universitet.

Grant, S., Torvell, L., Smith, H., Suckling, D., Forbes, T., Hodgson, J. (1987). Comparative studies of diet selection by sheep and cattle: Blanket bog and heather moor. *The Journal of Ecology*, 75(4), 947-960.

- Greathouse-Davies, J.N., Sparks, T.H., Hall, M.L., Marrs, R.H. (1993). The influence of shade on butterflies in rides of coniferised lowland woods in southern England and implications for conservation management. *Biological Conservation*, (1), 31-41.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., Lammertsma, D.R., Hazebroek, E. (2000). Effects of cessation of supplemental feeding on mineral status of red deer *Cervus elaphus* and wild boar *Sus scrofa* in the Netherlands. *Acta Theriologica* 45, 71-85.
- Gundersen, P., Buttenschøn, R.M. (2005). Vegetationsudvikling og nitratudvaskning ved ændret arealanvendelse – eng, overdrev og skovrejsning i Drastrup projektet 1998-2005, Aalborg Kommune og Forskningscentret for Skov & Landskab, 50 sider.
- Hald-Mortensen, P. (red.) (2012). Tofte Skov og Mose. Status 2012. Aage V. Jensen Naturfond.
- Hansen, S. 1988. Skader på fortidsminder. s. 208-218 I: Fortidsminder og kulturhistorie. Antikvariske studier 9. Skov- og Naturstyrelsen
- Hansson, M., Fogelfors, H. (2000). Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 11(1), 31–38.
<https://doi.org/10.2307/3236772>.
- Harding, T. Rose, F. (1986). Pasture woodlands in lowland Britain. A review of their importance for wildlife conservation. Monks Wood Experimental station. Huntingdon
- Hédl, R., Bernhardt-Römermann, M., Grytnes, J., Jurasinski, G., Ewald, J. (2017). Resurvey of historical vegetation plots: A tool for understanding long-term dynamics of plant communities. *Applied Vegetation Science*, 20(2), 161-163.
- Hedwall, P.-O., Churski, M., Jędrzejewska, B., Miścicki, S., Kuijper, D P.J. (2018). Functional composition of temperate forest trees under chronic ungulate herbivory. *Journal of Vegetation Science*, 29(2), 179–188.
<https://doi.org/10.1111/jvs.12623>
- Heilmann-Clausen, J., Christensen, M. (2005). Wood-Inhabiting Macrofungi in Danish Beech-Forests-Conflicting Diversity Patterns and Their Implications in a Conservation Perspective. *Biological Conservation*, 122(4), 633
- Hejcman, M., Hejcmanová, P., Stejskalová, M., Pavl, V. (2014). Nutritive value of winter-collected annual twigs of main European woody species, mistletoe and ivy and its possible consequences for winter foddering of livestock in prehistory. *The Holocene*, 24(6), 659-667.
- Hester, A., Bergman, M., Lason, B.R, Moen, J. (2006). Impacts of large herbivores on plant community structure and dynamics. In: Danell, K., Duncan, P., Bergström, R. Pastor, J. Large herbivores Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation. Cambridge University Press, 97-140.
- Hester, A., Ednius, L., Buttenschøn, R.M., Kuiters, L. (2000). Interactions between forests and herbivores: the role of controlled grazing experiments. *Forestry* 73, 371-381.
- Hester, A., Millard, P., Baillie, G., Wendler, R. (2004). How does timing of browsing affect above- and below-ground growth of *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* and *Sorbus aucuparia*? *Oikos*, 105(3), 536-550.

- Hilszczański, J. Jarworski, B. (2018). Biodiversity conservation in the białowieża forest in the context of natural and anthropogenic disturbances dynamics. *Sylvan* 927-932.
- Hodder, K.H., Bullock, J.M., Buckland, B.C., Kirby, K.J., (2005). Large Herbivores in the Wildwood and in Modern Naturalistic Grazing Systems. English Nature, Peterborough.
- Hofmann, R.R. (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of the digestive system. *Oecologia* 78, 443-457.
- Holt, C.A., Fuller, R.J., Dolman, P.M. (2010). Experimental evidence that deer browsing reduces habitat suitability for breeding Common Nightingales *Luscinia megarhynchos*. *Ibis* 152(2): 335-346.
- Holt, C.A., Fuller, R.J., Dolman, P.M. (2014). Exclusion of deer affects responses of birds to woodland regeneration in winter and summer. *Ibis*, 156(1), 116–131. <https://doi.org/10.1111/ibi.12096>
- Horák, J., Rébl, K. (2013). The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation*, 17(2), 307-318.
- Horsley, S., Stout, S., DeCalesta, D. (2003). WHITE-TAILED DEER IMPACT ON THE VEGETATION DYNAMICS OF A NORTHERN HARDWOOD FOREST. *Ecological Applications*, 13(1), 98-118.
- ICMO2, (2010). Natural processes, animal welfare, moral aspects and management of the Oostvaardersplassen. Report of the second International Committee on the Management of large herbivores in the Oostvaardersplassen (ICMO2). The Hague/Wageningen, Netherlands.
- Jaroszewicz, B. (2019). Personlig kommunikation
- Janis, C. M. (1976). The evolutionary strategy of the Equidae and the origins of rumen and cecal digestion. *Evolution* 30, 757-774.
- Jaroszewicz, B., Piroznikow, E., Sondej, I. (2013). Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. *Forest Ecology And Management*, 305(C), 21-28.
- Jensen, A.M., Götmark, G., Löf, M. (2012). Shrubs protect oak seedlings against ungulate browsing in temperate broadleaved forests of conservation interest: A field experiment. *Forest Ecology and Management* 266, 187-193.
- Jeppesen, J.L. 1987: Impact of Human Disturbance on Home-range, Movements and Activity of Red Deer in a Danish Environment. *Danish Review of Game Biology* 13, 1-38.
- Johannsen, V.K., Dippel, T.M., Møller, P.F., Heilmann-Clausen, J., Ejrnæs, R., Larsen, J.B., Raulund-Rasmussen, K., Rojas, S.K., Jørgensen, B.B., RiisNielsen, T., Bruun, H.H.K., Thomsen, P.F., Eskildsen, A., Fredshavn, J., Kjær, E.D., Nord-Larsen, T., Caspersen, O.H., Hansen, G. K. (2013): Evaluering af indsatsen for biodiversiteten i de danske skove 1992 - 2012. 90 s. ill.
- Jönsson, M.T., Thor. G., Johansson, P. (2011). Environmental and historical effects on lichen diversity in managed and unmanaged wooded meadows. *Applied Vegetation Science* 14, 120-131
- Kapfer, J., Hédli, R., Jurasinski, G., Kopecký, M., Schei, F., Grytnes, J. (2017). Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. *Applied Vegetation Science*, 20(2), 164-171.

- Kasahara, M., Fujii, S., Tanikawa, T., Mori, A. (2016). Ungulates decelerate litter decomposition by altering litter quality above and below ground. *European Journal of Forest Research*, 135(5), 849-856.
- Keenan, D. (1986): Bark chewing by horses grazed on irrigated pasture. - Australian Veterinary Journal 63: 234–235.
- Kiebach, T., Scheidegger, C., Bergamini, A. (2017). Solitary trees increase the diversity of vascular plants and bryophytes in pastures. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 239, 293-303.
- Kirby, K.J. (2001). The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74, 219-229.
- Kjelsen, A. (2019). Personlig kommunikation.
- Kowalczyk, R., Taberlet, P., Coissac, E., Valentini, A., Miquel, C., Kamiński, T., Wójcik, J.M. (2011). Influence of management practices on large herbivore diet—Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management* 261, 821-828.
- Kramer, K. Groot Bruinderink, G.W.T.A., Prins, H.H. 2006. Spatial interactions between ungulate herbivory and forest management. *Forest Ecology and Management* 226, 238-247.
- Kuijper, D. P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Churski, M., Adam, B., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W. (2009). Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1528–1535. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.07.010>
- Kuijper, D. P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Jędrzejewska, B., Miścicki, S., Churski, M., Jędrzejewski, W., Kweczlich, I. (2010). Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology*, 98(4), 888–899. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01656.x>
- Kuijper, D.P. J., de Kleine, C., Churski, M., van Hooft, P., Bubnicki, J., Jędrzejewska, B. (2013). Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography*, 36(12), 1263–1275. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00266.x>
- Kuiters, A.T., Groot Bruinderink, G.W.T.A., Lammertsma, D.R. (2005). Facilitative and competitive interactions between sympatric cattle, red deer and wild boar in Dutch woodland pastures. *Acta Theriologica* 50, 241-252.
- Kuiters, A.T., Slim, P.A. (2002). Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation*, 105(1), 65–74. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00204-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00204-X).
- Kuiters, A.T., van der Sluijs, L.A.M, Wytyma, G.A. (2006). Selective bark-stripping of beech, *Fagus sylvatica*, by free-ranging horses. *For. Ecol. Manage*, 222, 1-8.
- Langenbruch, C., Helfrich, M., Flessa, H. (2012). Effects of beech (*Fagus sylvatica*), ash (*Fraxinus excelsior*) and lime (*Tilia spec.*) on soil chemical properties in a mixed deciduous forest. *Plant and Soil*, 352(1–2), 389–403. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1004-7>

- Latham, J., Blackstock, T.H. (1998). Effects of livestock exclusion on the ground flora and regeneration of an upland *Alnus glutinosa* woodland. *Forestry* 71, 191-197.
- Leppik, E., Jüriado, I., Liira, J. (2011). Changes in stand structure due to the cessation of traditional land use in wooded meadows impoverish epiphytic lichen communities. *The Lichenologist*, 43(3), 257-274.
doi:<http://dx.doi.org.ep.fjernadgang.kb.dk/10.1017/S002428291100003X>
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., Andersen, A., Bowman, D., Bull, C.M., Burns, E., ... Wardle, G.M. (2012). Value of long-term ecological studies. *Austral Ecology*, 37(7), 745–757. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02351.x>.
- Lobo, J., Hortal, J., Cabrero Sanudo, F. (2006). Regional and local influence of grazing activity on the diversity of a semi-arid dung beetle community. *Diversity and Distribution* 12, 111-123.
- Loucougaray, G., Bonis, A., Bouzillé, J.-B. (2004). Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological Conservation* 116, 59-71.
- Machar, I., Cermak, P., Pechanec, V. (2018). Ungulate Browsing Limits Bird Diversity of the Central European Hardwood Floodplain Forests. *Forests*, 9(7), 373
- Malmer, N., Lindgren, L., Persson, S. (1978). Vegetational succession in a South Swedish deciduous wood. *Vegetatio*, 36(1), 17-29.
- Manning, A., Fischer, J., Lindenmayer, D. (2006). Scattered trees are keystone structures - Implications for conservation. *Biological Conservation*, 132(3), 311-321.
- Mayle, B. (1999). Domestic stock grazing to enhance woodland biodiversity. Forestry Commission, Edinburg. UK.
- McEvoy, P., Flexen, M., & McAdam, J. (2006). The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *Forest Ecology and Management*, 225(1-3), 39-50
- McEvoy, P.M., McAdam, J.H., Mosquera-Losada, M.R. et al. (2006). *Agroforest Syst* 66: 85.
<https://doi.org/10.1007/s10457-005-291>.
- McEwan, R.W., Muller, R.N. (2011). Dynamics, diversity, and resource gradient relationships in the herbaceous layer of an old-growth Appalachian forest. *Plant Ecol* 212: 1179.
<https://doi.org/10.1007/s11258-011-9896-0>.
- Menard, C., Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J.-Y., Lila, M. (2002). Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Jour. Appl. Ecology* 39, 120-133.
- Milner, J., Van Beest, F., Schmidt, K., Brook, R., Storaas, T. (2014). To feed or not to feed? Evidence of the intended and unintended effects of feeding wild ungulates. *Journal of Wildlife Management*, 78(8), 1322-1334.
- Miścicki, S. (2012). Structure and dynamics of temperate lowland natural forest in the Białowieża National Park, Poland. *Forestry: An International Journal Of Forest Research*, 85(4), 473-483.

- Milchunas, D.G., Sala, O.E., Lauenroth, W.K. (1988). A Generalized Model of the Effects of Grazing by Large Herbivores on Grassland Community Structure. *The American Naturalist*, 132(1), 87–106.
<https://doi.org/10.1086/284839>.
- Mitchell, F.J.G., Kirkby, K.J., (1990). The impact of large herbivores on the Conservation of Semi-natural Woods in the British Uplands. *Forestry* 1990; 63(4), 333-353.
- Morellet, N., Champely, S., Gaillard, J., Ballon, P., Boscardin, Y. (2001). The browsing index: New tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, 29(4), 1243-1252.
- Mountford, E.P., Peterken, G.F. (2003). Long-term change and implications for the management of wood-pastures: Experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. *Forestry* 76, 19-40.
- Müller, J., Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6), 981-992.
- Møholt, M. (2016). Sæsonmæssig og substrat variation i, samt betydningsfulde miljøvariabler for den danske gødningsbillefauna. Specialeopgave Århus Universitet.
- Møller, P.F. (2009). Vedplanters foryngelsesforhold i Tofte og Høstemark Skove. Bilagsrapport s.116-143 I: Naturforbedring af Tofte Skov i Lille Vildmose. Grøn driftsplan med skitseprojekt. COWI.
- Møller, P.F., Buttenschøn, R.M., Thybirk, K. (2002). Forvaltning af egekrat. Værdier, problemer, muligheder og fremtidig drift. GEUS-rapport, København 2002. 95 sider.
- Møller, P.F., Heilmann-Clausen, J., Johannsen, V.K., Buttenschøn, R.M., Schmidt, I.K., Rahbek, C., Bruun, H.H.m Ejrnaes, R. (2018) Anbefalinger vedrørende omstilling og forvaltning af skov til biodiversitetsformål. GEUS.
- Møller, P.G. (1995). Højryggede agre I fynske skove. Fortid og Nutid 1995, 303-323.
- Mysterud, A. (2006). The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology* 12, 129-141.
- Naturstyrelsen. (2016a): Robuste husdyracer. Faktablad udarbejdet for Miljøstyrelsen.
<https://mst.dk/media/114125/faktaark-om-robuste-husdyracer.pdf>.
- Naturstyrelsen (2016b): Helårsgræsning. Faktablad udarbejdet for Miljøstyrelsen.
<https://mst.dk/media/145892/faktaark-om-helaarsgraesning-som-driftsgren.pdf>.
- Newton, A.C., Cantarello, E., Tejedor, N., Myers, G. (2013). "Dynamics and Conservation Management of a Wooded Landscape under High Herbivore Pressure," *International Journal of Biodiversity*, vol. 2013, Article ID 273948. <https://doi.org/10.1155/2013/273948>.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amequita, M., Favila, E. (2008). Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141(6), 1461-1474.
- Nielsen, A.B. (2009). Urskovslandskabets åbenhed og sammensætning og græsningens betydning I Atlantisk tid belyst ved palæobotaniske metoder. GEUS.

- Nielsen, B.O. (1988). Insektangreb på græssende kvæg i økologisk og praktisk perspektiv. Upubl. nota.
- Nielsen, B. O., (2001). Flueaktiviteter og fluebelastning på kvæg. pp. 157-168 I: Pedersen, L.B., Buttenschøn, R. M., Jensen, T.S., 2001. Græsning på ekstensivt drevne naturarealer – Effekter på stofkredsløb og naturindhold. Park og Landskabsserien nr. 34, Skov &Landskab, Hørsholm.
- Odor, P., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., Aude, E., Van Dort, K., Piltaver, A., Siller, I. (2006). Diversity of Dead Wood Inhabiting Fungi and Bryophytes in Semi-Natural Beech Forests in Europe. *Biological Conservation*, 131(1), 58.
- Odor, P., Kiraly, I., Tinya, F., Bortignon, F., Nascimbene, J. (2013). Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *Forest Ecology And Management*, 306(C), 256-265.
- Oldén, A., Halme, P. (2016). Microhabitat determines how grazing affects bryophytes in wood-pastures. *Biodiversity and Conservation*, 25(6), 1151-1165.
- Olden, A., Raatikainen, K., Tervonen, K., Halme, P. (2016). Grazing and soil pH are biodiversity drivers of vascular plants and bryophytes in boreal wood-pastures. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 222(C), 171-184.
- Olesen, C.R. 2005. Analyse af nuværende og potentielle store planteædere i Lille Vildmose. DMU Konsulentrapport Lille Vildmose Nationalpark.
- Olesen, C.R, Asferg, T. Forchhammer, M.C. 2002. Rådyret fra fåtallig til almindelig. DMU-temarapport 39.
- Olf, H., Vera, F.W.M., Bokdam, Bakker, J.E.S, Gleichman, J.M., de Mayer, K., Smit, R. (1999). Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biol.*, 1,127-137.
- Olsen, H. (red.) (1997). Forskning vedrørende Naturpleje Vestamager. Årsrapport 1995. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Palo, A., Ivask, M., Liira, J. (2013). Biodiversity composition reflects the history of ancient semi-natural woodland and forest habitats-Compilation of an indicator complex for restoration practice. *Ecological Indicators*, 34, 336-344.
- Paltto, H., Nordberg, A., Nordén, B., Snäll, T., Bruun, H. (2011). Development of Secondary Woodland in Oak Wood Pastures Reduces the Richness of Rare Epiphytic Lichens. *PLoS ONE*, 6(9), E24675.
- Pedersen, L., Schnedler-Meyer, N.A., Ekberg, P., Tøttrup, A.P. (2018). Effects of forest management practices in clearings on breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). *Ornis Fennica* 95, 171-177.
- Perrins, C. M., Overall, R. (2001). Effect of increasing numbers of deer on bird populations in Wytham Woods, central England. *Forestry*, 74(3), 299–309. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.299>
- Petersen, P. M., 1995: Dåvildtets indflydelse på vegetationen i Maglemose i Gribskov. URT 1995/4: 107-112. Petersen, A.H., T.H. Lundhede, H.H. Bruun, J. Heilmann-Clausen, B.J. Thorsen, N. Strange, C. Rahbek.

(2016). Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove. En analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet. 110 pp.

Piroznikow, E. Sondej, I. (2013). Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. *Forest Ecology and Management* 305, 21-28.

Plachter H., Hampicke U. (2010) Nature Conservation Accounting for Large-Scale Livestock Grazing. In: Plachter H., Hampicke U. (eds) Large-scale Livestock Grazing. Springer, Berlin, Heidelberg

Pollard, E., Woiwod, I., Greatorex-Davies, J., Yates, T., Welch, R. (1998). The spread of coarse grasses and changes in numbers of Lepidoptera in a woodland nature reserve. *Biological Conservation*, 84(1), 17-24.

Popp A. (2010) Mesoscale Effects. In: Plachter H., Hampicke U. (eds) Large-scale Livestock Grazing. Springer, Berlin, Heidelberg

Pratt, R., Putman, R., Ekins, J., Edwards, P. (1986). Use of Habitat by Free-Ranging Cattle and Ponies in the New Forest, Southern England. *Journal of Applied Ecology*, 23(2), 539-557.

Prevedello, J., Almeida-Gomes, M., Lindenmayer, D. (2018). The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 205-214.

Putman, R.J., 1994. Effects of grazing and browsing by mammals on woodlands. *British Wildlife* 4, 205-213.

Putman R.J. (1996a). Competition and resource partitioning in Temperate Ungulate Assemblies. Chapman Hall Wildlife.

Putman, R.J. (1996b). Ungulates in temperate forest ecosystems: Perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology And Management*, 88(1-2), 205-214.

Putman R.J. (2012). Grazing in Temperate Ecosystems: Large Herbivores and the Ecology of The New Forest. Crom Helm. London.

Putman, R.J., Edwards, P.J., Mann, J.C.E., How, R.C., Hill, S.D. (1989). Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biological Conservation*, 47(1), 13-32.
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90017-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90017-7).

Putman, R.J., Staines, B.W. (2004). Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Rev* 34:285-306. doi: [10.1111/j.1365-2907.2004.00044.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2004.00044.x).

Putman, R., Watson, P., Langbein, J. (2011). Assessing deer densities and impacts at the appropriate level for management: A review of methodologies for use beyond the site scale. *Mammal Review*, 41(3), 197-219.

Rackham, O. (1986). A History of the Countryside landscape.PDF.

Rackham, O. (1998). Savanna in Europe. In Kirby, K.J., Watkins, C. (Eds.). The ecological history of European forests (pp. 1-24). CAB International.

- Rafn, J., Frederiksen C.M.S., Ulstrup, M., Bruun, S.M., Buttenschøn, R., Schmidt, E.N.B., Jensen, T.H., Nielsen, J.L., Iacolina, L., Lionella, S., Becilacqua, M., Fløjgaard, C., Pertoldi, C. (2018). Fødepræference og græsningshøjde på vedplanter om sommeren hos udsatte krondyr og elg i Lille Vildmose. *Flora og Fauna* 124, 38-41.
- Ramirez, J.I.I., Poorter, L.A., Jansen, P.A. (2018). Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. *Forest Ecology and Management*, 424, 406–419.
- Ranius, T., Jansson, N. (2000). The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation*, 95, 85-94.
- Rolland, M. (2019). Personlig kommunikation.
- Rupp, M. (2011). Creation of open woodlands through pasture: Genesis, relevance as biotopes, value in the landscape and in nature conservation in Southwest-Germany. I: In Rotherham (ed): Trees, Forested Landscapes and Grazing Animals – A European Perspective on Woodlands and Grazed Treescapes ,266-282
- Rupprecht, D., Gilhaus, K., Holzel, N., Hoelzel, D. (2016). Effects of year-round grazing on the vegetation of nutrient-poor grass- and heathlands-Evidence from a large-scale survey. *Agriculture Ecosystems Environment*, 234, 16-22.
- Samojlik, T., Fedotova, A.A., Kuijper, D.P.J. (2016) Transition from traditional to modern forest management shaped the spatial extent of cattle pasturing in Białowieża Forest in the nineteenth and twentieth centuries. *Ambio*. 2016; 45: 904–18. 10.1007/s13280-016-0795-4 [
- Schieltz, J.M., Rubenstein, D.I. (2016) Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know? *Environ. Res. Lett.* 11 113003-
- Schmidt, I.K., Gundersen, P. (2017). Kvælstoffjernelse ved naturpleje. Vidensgrundlag og opfølgende forskning. Rapport udarbejdet af IGN, KU for Miljøstyrelsen.
- Sebek, P., Vodka, S., Bogusch, P., Pech, P., Tropek, R., Weiss, M., Zimova, K., Cizek, L. (2016). Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecology and Management* 380.
- Sercu, B.K., Baeten, L., van Coillie, F., Martel, A., Lens, L., Verheyen, K., Bonte, D. (2017). How tree species identity and diversity affect light transmittance to the understory in mature temperate forests. *Ecology and Evolution*, 7(24), 10861–10870. <https://doi.org/10.1002/ece3.3528>.
- Skidmore, P. (1991). Insects of British Cow-Dung Community. *Field studies Council Occasional Publication no. 21*. Field studies Council. Shrewsbury.
- Skorski, P., Morsing, J., Buttenschøn, R.M., Raulund-Rasmussen, K. 2014. Naturindhold i Naturstyrelsens skove på enheden Vestsjælland. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, 2014.
- Smit, R., Bokdam, J., den Ouden, J., Olff, H., Schot-Opschoor, H., Schrijvers, M. (2001). Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. *Plant Ecology*, 155(1), 119–127. <https://doi.org/10.1023/A:1013239805915>.

Smit, C., Ruifrok, J.L. (2011). From Protégé to Nurse Plant: Establishment of Thorny Shrubs in Grazed Temperate Woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 22, 377–386.

Spitzer, L. Konvicka, M., Bebes, J., Tropek, R., Tuf, I.H., Tufova, J. (2008). Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation* 141, 827-837.

Stewart, A. (2001). The impact of deer on lowland woodland invertebrates: A review of the evidence and priorities for future research. *Forestry*, 74(3), 259-270.

Stewart, G., Pullin, A. (2008). The relative importance of grazing stock type and grazing intensity for conservation of mesotrophic 'old meadow' pasture. *Journal for Nature Conservation*, 16(3), 175-185.

Strandberg, B., Kristiansen, S.M., Tybirk, K. (2005). Dynamic oak-scrub to forest succession: Effects of management on understorey vegetation, humus forms and soils. *Forest Ecology and Management* 211, 318-328.

Svenning, J. (2002). A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation*, 104(2), 133-148.

Suominen, O., Danell, K. (2006). Effects of large herbivores on other fauna. In K. Danell, R. Bergström, P. Duncan, J. Pastor (Eds.), *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation* (pp. 383–412). Cambridge University Press.

Takala, T., Haverinen, J., Kuusela, E., Tahvanainen, T., Kouki, J. (2015). Does cattle movement between forest pastures and fertilized grasslands affect the bryophyte and vascular plant communities in vulnerable forest pasture biotopes? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 201, 26-42.

Tälle M. Fogelfors H. Westerberg L., Milberg P. (2015). The conservation benefit of mowing vs. grazing for management of species-rich grasslands: a multi-site, multi-year field experiment. – *Nordic Journal of Botany* 33, 761-768. <http://dx.doi.org/10.1111/njb.00966>

Thomas, J. (2019). Personlig kommunikation.

Thompson, R., Peace, A., Poulsom, E. (2004). A judgment-based method to identify overgrazing in English upland native woodland. English Nature Research report 621. English Nature.

Tremblay, J.P., Huot, J., Potvin, F. (2007). Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 44, 552–562.

Tubbs, C.R. (2001). *The New Forest. History, Ecology & Conservation*. New Forest Ninth Centenary Trust Lyndhurst.

Tubbs, C.R., Tubbs, J.M. (1985). Buzzards (*Buteo buteo*) and land use in the New Forest, <Hampshire, England. *Biol. Conserv.* 31, 41-65.

Tybirk, K., Strandberg, B. (1997). Egekrat og egeskov. *Skoven* 2, 80-83.

- Uliczka, H., Angelstam, P. (2000). Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. *Biological Conservation*, 95(3), 343-351
- Valdes-Correcher, E., Rodriguez, E., Kemp, Y.M., Wasser, M.J., Crooms J.P.G.M. (2018). Comparing the impact of a grazing regime with European bison versus one with free-ranging cattle on coastal dune vegetation in the Netherlands. *Mammal Research* 63, 455-466.
- van Dobben, H.F., Warnelink, G.W.W., Klimkowska, A., Slim, P.A., van Til, M. (2014). Year round grazing to counteract effects of atmospheric nitrogen deposition may aggravate these effects. *Environ. Pollut.* 195, 226–23.
- Van Dyne, G.M., Brockington, N.R., Szocs, Z. 1980: Large Herbivore subsystem, pp. 269-538 in Breymer Van Dyne (eds.) *Grasslands, Systems Analysis and Man*. Cambridge University Press.
- Van Hees, A. F., Kuiters, A., Slim, P. (1996). Growth and development of silver birch, pedunculate oak and beech as affected by deer browsing. *Forest Ecology and Management*, 88(1–2), 55–63.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03809-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03809-1).
- Van Klink, R., Ruifrok, J., Smit, C. (2016). Rewilding with large herbivores: Direct effects and edge effects of grazing refuges on plant and invertebrate communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 234(C), 81-97.
- Van Uytvanck, J., Hoffmann, M. (2009). Impact of grazing management with large herbivores on forest ground flora and bramble understorey. *Acta Oecologica* 35, 525-532.
- Van Uytvanck, J., Milotic, T., Hoffmann, M. (2010). Nitrogen Depletion and Redistribution by Free-Ranging Cattle in the Restoration Process of Mosaic Landscapes: The Role of Foraging Strategy and Habitat Proportion. *Restoration Ecology*, 18, 205-216.
- Vera F.W.M. (2000). *Grazing Ecology and Forest History*. CABI Publishing, UK.
- Verdú, J., Lobo, J., Sánchez-Piñero, F., Gallego, B., Numa, C., Lumaret, J., . . . Durán, J. (2018). Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: An interdisciplinary field study. *The Science of the Total Environment*, 618, 219-228.
- Verheyen, K., Bažány, M., Češko, E., Chudomelová, M., Closset-Kopp, D., Czortek, P., ... Baeten, L. (2018). Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. *Journal of Vegetation Science*, 29(5), 812–823. <https://doi.org/10.1111/jvs.12673>
- Vodka, S., Konvicka, M., Cizek, L. (2009). Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: Implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*, 13(5), 553-562.
- Vulink J.T., Van Eerden M.R. (1998). Hydrological conditions and herbivory as key operators for ecosystem development in Dutch artificial wetlands. In: WallisDeVries M.F., Van Wieren S.E., Bakker J.P. (eds) *Grazing and Conservation Management*. Conservation Biology Series, vol 11. Springer, Dordrech
- Wallis de Vries, M.F. (1995). Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. *Conservation Biology*, 9, 5-33.

Wallmo, O.C., Carpenter, L.H., Regelin, W.L., Gill, R.B., Baker, D.L. (1977). Evaluation of deer habitat on a nutritional basis. *Journal of Range Management* 30, 122-127.

Walther, M. Clausen, J.V. (eds.)(2018). Skovdrift og fortidsminder. Kulturministeriet, Slots- og Kulturstyrelsen

Webb, L. et al. (2010). Field-scale dispersal of *Aphodius* dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) in response to avermectin treatments on pastured cattle. *Bulletin of Entomological Research*, 100(2), pp.175-183.

Worsøe, E. 1988. Historiske driftsformer som relikter i det danske landskab. s. 65-78 I: Fortidsminder og kulturhistorie. Antikvariske studier 9. Skov- og Naturstyrelsen.

Zielke L, Wrage-Mönnig N, Müller J (2017) Seasonal preferences in diet selection of semi-free ranging European bison (*Bison bonasus*). *European Bison Conservation Newsletter* 10, 61–70.

Zub, K. (2019). Personlig kommunikation.

Zweifel-Schielly, B., Leuenberger, Y., Kreuzer, M., Suter, W. (2012), A herbivore's food landscape: seasonal dynamics and nutritional implications of diet selection by a red deer population in contrasting Alpine habitats. *J Zool*, 286: 68–80. doi:10.1111/j.1469-7998.2011.00853.x

Öllerer, K., Varga, A., Kirby, K., Demeter, L., Biro, M., Bölöni, J., Molár Z. (2019). Beyond the obvious impact of domestic livestock grazing on temperate forest vegetation – A global review. *Biol. Conserv.* 237, 209-219.

Övergaard, R., Gemmel, P. Karlsson, M. (2007). Effects of weather conditions on mast year frequency in beech (*Fagus sylvatica* L.) in Sweden. *Forestry*. 80, 555–565, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm02>.

KØBENHAVNS UNIVERSITET

INSTITUT FOR GEOVIDENSKAB
OG NATURFORVALTNING

ROLIGHEDSVEJ 23
1958 FREDERIKSBERG

TLF. 35 33 15 00
IGN@IGN.KU.DK
WWW.IGN.KU.DK